



FACULTADE DE CIENCIAS ECONÓMICAS  
E EMPRESARIAIS  
Departamento de Economía Aplicada

---

**A pegada ecolóxica de bens e servizos:  
desenvolvemento dun método de cálculo  
e aplicación ao ciclo de vida do mexillón  
en conserva en Galicia**

---

Tese de doutoramento presentada por  
**Adolfo Carballo Penela**

Santiago de Compostela, 2009



---

## **A pegada ecolóxica de bens e servizos: desenvolvemento dun método de cálculo e aplicación ao ciclo de vida do mexillón en conserva en Galicia**

---

Tese realizada no Departamento de Economía Aplicada da Universidade de Santiago de Compostela, baixo a dirección da Profesora Dra. María do Carme García-Negro, e entregada como parte dos requerimentos para a obtención do título de DOUTOR EN ECONOMÍA.

Asdo.

María do Carme García-Negro

O autor

Asdo.

Adolfo Carballo Penela

Santiago de Compostela, 2009



---

## AGRADECEMENTOS

O traballo necesario para realizar unha tese de doutoramento vai máis alá do esforzo individual do autor do texto presentado. Trátase dunha obra colectiva, imposible de finalizar sen a contribución de diferentes persoas e institucións.

Quero agradecer especialmente o papel desempeñado pola profesora María do Carme García-Negro, cuxa contribución ao remate desta investigación non se limita a un excelente labor de dirección, senón ao coñecemento transmitido durante os máis de sete anos que levo no Grupo de Investigación de Economía Pesqueira e Recursos Naturais da Universidade de Santiago, do que é directora. Sen o seu interese, compromiso, axuda, apoio, e bo facer, este traballo non sería posible.

Por suposto, agradezo a colaboración dos membros do Grupo de Investigación de Economía Pesqueira e Recursos Naturais, do Departamento de Economía Aplicada da Universidade de Santiago de Compostela. Os comentarios e correccións de Xoana Pintos, sempre disposta a axudarme, contribuíron á mellorar notablemente a redacción do texto. A axuda de Sebastián Villasante e Gonzalo Rodríguez non se restrinxe só a este traballo, senón a todo o período que levo no Grupo de Investigación. Carmela Sánchez, Óscar Rodil, Manuel González e Alexandre de Trigo, compañeiros do Departamento de Economía Aplicada, estiveron sempre dispostos a botarme unha man en todo o que necesitei.

Non teño palabras para agradecer o apoio recibido de Juan Luis Doménech durante os últimos dous anos. O tempo que desinteresadamente dedicou a este traballo, a paciencia que tivo nos numerosos “debates electrónicos” que constantemente mantivemos, e, sobre todo, a confianza cara a miña persoa e o traballo que estaba a realizar, son cuestións que nunca poderei esquecer. Sen súa axuda hoxe tampouco estaría aquí defendendo esta memoria de tese.

Igualmente importante foi a axuda de Begoña Martínez Pardo, da empresa Bernardo Alfageme S.A. O seu labor non se limitou a proporcionarme a información da súa empresa, senón que desinteresadamente se involucrou no proxecto, contaxiándome o seu entusiasmo, ilusión e interese por este traballo.

Agradezo tamén a colaboración das persoas das empresas coas que traballei. Sergio Portas, Benita Suárez, Juan Fernández Arévalo, Felix, Carlos subministraron a información necesaria para poder realizar a parte empírica da investigación, compartindo comigo o seu coñecemento das empresas estudadas. Elena Brea e Juan Carlos Maneiro resolveron, amablemente, diferentes dúbidas que xurdiron ao longo da investigación.

Severino Lavandeira contribuíu co deseño do logo do MC3. José Luis de la Cruz desempeñou un rol importante para que este acto se puidera celebrar.

Agradezo tamén os consellos que Paco Seoane me transmitiu durante os últimos anos. A distancia de miles de quilómetros que moitas veces nos separaba non impediu que os seus ánimos me axudasen en diferentes fases da investigación. Anxo Estevez axudoume en diferentes cuestións relacionadas coa mellora do texto, aliviando a carga de traballo en diferentes momentos da investigación.

O meu irmán *Coque* realizou un excelente labor maquetando gráficos e texto.

A todos eles, o meu máis sincero agradecemento.

---

## ÍNDICE DE CONTIDOS

INTRODUCCIÓN.....	1
O obxecto da investigación.....	3
Estrutura da memoria de tese .....	9

---

### PARTE I: FUNDAMENTOS TEÓRICOS DO ESTUDO

---

<b>CAPÍTULO 1. SOBRE O CONCEPTO DE DESENVOLVEMENTO SUSTENTABLE E A SÚA MEDICIÓN.....</b>	<b>13</b>
<b>1.1. O concepto de desenvolvemento sustentable .....</b>	<b>13</b>
1.1.1. Os termos “sostible” e “sustentable” .....	13
1.1.2. Os problemas medioambientais e a sustentabilidade do sistema económico.....	14
1.1.3. O desenvolvemento sustentable no Informe Brundtland.....	19
1.1.4. Distintas visións do desenvolvemento sustentable.....	23
<b>1.2. O uso de indicadores para a medición do desenvolvemento         sustentable.....</b>	<b>33</b>
1.2.1. O concepto de indicador .....	34
1.2.2. Os indicadores relacionados co desenvolvemento sustentable .....	37
<b>CAPÍTULO 2. A PEGADA ECOLÓXICA .....</b>	<b>55</b>
<b>2.1. O marco de análise: a visión da sustentabilidade         de Wackernagel e Rees.....</b>	<b>56</b>
2.1.1. O imperativo ecolóxico.....	57
2.1.2. O imperativo socioeconómico .....	65
2.1.3. Cara a pegada ecolóxica .....	72
<b>2.2. A pegada ecolóxica na súa concepción inicial .....</b>	<b>76</b>

2.2.1. O concepto de PE .....	77
2.2.2. Metodoloxía de cálculo .....	84
<b>2.3. Obxectivos e utilidade do indicador .....</b>	<b>118</b>
2.3.1. Obxectivos.....	119
2.3.2. Principais utilidades da PE.....	129
<b>2.4. Modificacións significativas no concepto e cálculo da pegada ecolóxica.....</b>	<b>130</b>
2.4.1. Modificacións a respecto dos obxectivos e interpretación do indicador .....	130
2.4.2. Modificacións do método de cálculo.....	136
2.4.3. Cambios nas fontes estatísticas empregadas .....	146
<b>2.5. Contribucións doutros investigadores á análise de pegada ecolóxica.....</b>	<b>148</b>
2.5.1. Alternativas metodolóxicas.....	149
2.5.2. O caso da PE dos produtos pesqueiros: a <i>Fishprint</i> .....	170
<b>2.6. Algúns resultados relevantes.....</b>	<b>174</b>
2.6.1. Resultados globais.....	174
2.6.2. Un caso particular: a pegada dos produtos pesqueiros.....	176
2.6.3. Resultados a nivel rexional.....	178
<b>2.7. O debate arredor da PE: limitacións, puntos fortes e críticas recibidas .....</b>	<b>181</b>
2.7.1. Limitacións .....	182
2.7.2. Puntos fortes.....	187
2.7.3. Críticas recibidas.....	189
2.7.4. Algunhas reflexións a respecto do indicador.....	209
<b>CAPÍTULO 3. A PEGADA ECOLÓXICA CORPORATIVA.....</b>	<b>211</b>
3.1. A sustentabilidade desde unha perspectiva corporativa .....	211
3.2. Concepto e obxectivos da pegada ecolóxica corporativa (PEC).....	217
3.3. A pegada do carbono corporativa (PCC) .....	223
3.4. Descrición das principais metodoloxías de cálculo da PEC e a PCC.....	227

3.4.1. A PEC desde a análise do ciclo de vida baseada en técnicas <i>input-output</i> .....	229
3.4.2. O método composto das contas contables (MC3) .....	247
3.4.3. A proposta do <i>Carbon Trust</i> e a PAS 2050 .....	284
3.4.4. A aproximación das compoñentes .....	295
<b>3.5. Comentarios a respecto do concepto de PEC e PCC</b> .....	301
<b>3.6. Sobre o método de cálculo empregado nesta investigación</b> .....	307

---

## PARTE II: A PEC-PCC DE BENS E SERVIZOS: A VISIÓN DO MC3

---

<b>CAPÍTULO 4. DESENVOLVEMENTO DO MC3 PARA A ESTIMACIÓN DA PEC-PCC DE BENS E SERVIZOS CONSIDERANDO O SEU CICLO DE VIDA</b> .....	311
<b>4.1. A LCA como ferramenta para ofrecer información medioambiental de bens e servizos</b> .....	311
4.1.1. O impacto ambiental de bens e servizos .....	311
4.1.2. Algunhas cuestións relativas ao LCA.....	313
<b>4.2. O ciclo de vida desde a perspectiva do MC3</b> .....	321
4.2.1. O ciclo de vida enfocado a empresas.....	323
4.2.2. Cuestións a considerar neste tipo de análise.....	326
4.2.3. Aplicación do MC3 para estimar a PEC-PCC de bens e servizos .....	330
4.2.4. Discusión a respecto da aplicación do MC3 no contexto da LCA.....	378
<b>CAPÍTULO 5. ESTIMACIÓN DA PEC-PCC DUNHA CONSERVA DE MEXILLÓN EN GALICIA</b> .....	395
<b>5.1. Cuestións previas á estimación da PEC-PCC</b> .....	395
5.1.1. Sobre a elección do ciclo de vida estudado .....	395
5.1.2. Características das empresas estudadas e os seus procesos produtivos.....	397
5.1.3. Obtención da información .....	402

5.1.4. Actualización e adaptación da folia de cálculo para estudo do ciclo de vida de bens e servizos .....	404
<b>5.2. Resultados obtidos</b> .....	425
5.2.1. A PEC-PCC de <i>Alfa</i> .....	426
5.2.2. A PEC-PCC de <i>Beta</i> .....	439
5.2.3. A PEC-PCC de <i>Bernardo Alfaceme S. A. (BA)</i> .....	451
5.2.4. A PEC-PCC de <i>Gamma</i> .....	471
5.2.5. A PEC-PCC do ciclo de vida estudado.....	488
<b>CONCLUSIÓNS</b> .....	493
<b>Conclusións a respecto do método de cálculo deseñado</b> .....	503
<b>Conclusións ao respecto do estudo empírico realizado</b> .....	505
<b>REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b> .....	513
<b>ANEXOS</b> .....	551
<b>ANEXO 1. UN EXEMPLO DE SISTEMA DE INDICADORES: O MARCO ACTUAL DA COMISIÓN SOBRE O DESENVOLVEMENTO SUSTENTABLE (NACIONES UNIDAS)</b> .....	553
<b>ANEXO 2. CÁLCULO DA PE APLICANDO TÉCNICAS <i>INPUT-OUTPUT</i></b> .....	555
<b>ANEXO 3. INSTRUMENTOS DE COMUNICACIÓN E XESTIÓN DA SUSTENTABILIDADE CORPORATIVA</b> .....	563
<b>ANEXO 4. CUESTIÓN XERAIS A RESPECTO DE ETIQUETAS ECOLÓXICAS (ECOETIQUETAS) E DECLARACIÓNS AMBIENTAIS NA UNIÓN EUROPEA</b> .....	577
<b>ANEXO 5. CUESTIONARIOS ENVIADOS ÁS EMPRESAS ESTUDADAS</b> .....	581

## ÍNDICE DE TÁBOAS

<b>Táboa 1.1.</b>	Algunhas propostas de indicadores xerais relacionados co desenvolvemento sustentable .....	47
<b>Táboa 2.1.</b>	Exemplo de cálculo da PE dun produto .....	91
<b>Táboa 2.2.</b>	Matriz de superficies apropiadas por categoría de consumo (ha/cápita) .....	93
<b>Táboa 2.3.</b>	Evolución do valor dos factores de equivalencia empregados (Gha/ha).....	96
<b>Táboa 2.4.</b>	PE e biocapacidade globais no período 1996–2003 (Gha/hab.)....	124
<b>Táboa 2.5.</b>	Factores para expresar a PE en Gha do ano 2003 .....	145
<b>Táboa 2.6.</b>	Principais fontes estatísticas empregadas na actualidade para a estimación da PE, biocapacidade e factores de equivalencia.....	147
<b>Táboa 2.7.</b>	Exemplo de táboa <i>input-output</i> nunha economía de tres sectores .....	150
<b>Táboa 2.8.</b>	Información solicitada aos fogares para estimar a súa PE .....	164
<b>Táboa 2.9.</b>	Lista de actividades consideradas na estimación da PE coa aproximación das compoñentes .....	166
<b>Táboa 2.10.</b>	Lista de actividades consideradas na estimación da PE coa aproximación das compoñentes. ....	167
<b>Táboa 2.11.</b>	Exemplo de cálculo dun factor de conversión para a compoñente “viaxes en coche” (ha/km/pasaxeiro).....	168
<b>Táboa 2.12.</b>	A PE global global en 2003 .....	174
<b>Táboa 2.13.</b>	Superficie bioloxicamente produtiva (SBP), factores de equivalencia e rendemento e biocapacidade globais en 2003 .....	175
<b>Táboa 2.14.</b>	Cálculo da PE global dos produtos pesqueiros por habitante no período 1995-2006.....	177
<b>Táboa 2.15.</b>	Cálculo da biocapacidade acuática global por habitante no período 1996-2003,.....	178

<b>Táboa 2.16.</b> PE, biocapacidade e balance ecolóxico de diferentes países en 2005. Gha/hab.....	179
<b>Táboa 2.17.</b> Densidade de poboación e PE de catro países en 2005. ....	193
<b>Táboa 2.18.</b> PE, biocapacidade e balance ecolóxico diferenciando grupos de países e ingresos en 2005. Gha/ha .....	193
<b>Táboa 2.19.</b> Matriz de PE.....	199
<b>Táboa 3.1.</b> Algúns exemplos de sistemas de xestión e certificación ambiental .....	215
<b>Táboa 3.2.</b> Exemplo de distribución de emisións de CO <sub>2</sub> nunha cadea de subministradores co concepto de responsabilidade compartida..	240
<b>Táboa 3.3.</b> A PEC da Compañía V e do sector ao que pertence (Gha).....	242
<b>Táboa 3.4.</b> A PEC relativa da Compañía V (m <sup>2</sup> globais por € de demanda final) .....	243
<b>Táboa 3.5.</b> Situación das compoñentes da PEC da Compañía V na árbore de interdependencia .....	245
<b>Táboa 3.6.</b> Estrutura da folla de cálculo que recolle a matriz consumos-superficies da pegada ecolóxica corporativa .....	252
<b>Táboa 3.7.</b> Un exemplo das categorías de produtos incluídos na folla de cálculo proposta: o caso dos Recursos forestais.....	254
<b>Táboa 3.8.</b> Exemplo da forma de obter o peso dun gasto en Euros e mpregando as estatísticas de comercio exterior. Ano 2007 .....	257
<b>Táboa 3.9.</b> Produtividades enerxéticas empregadas no MC3.....	261
<b>Táboa 3.10.</b> Intensidades enerxéticas aplicadas aos diferentes consumos eléctricos.....	265
<b>Táboa 3.11.</b> Intensidades enerxéticas aplicadas aos diferentes combustibles.....	266
<b>Táboa 3.12.</b> Intensidades enerxéticas aplicadas aos diferentes materiais e correspondencia cos capítulos arancelarios .....	268
<b>Táboa 3.13.</b> Distribución dos materiais de construción segundo o tipo de obra e a intensidade enerxética aplicada.....	269
<b>Táboa 3.14.</b> Contido enerxético de cada tipo de servizo e as súas	

intensidades enerxéticas .....	270
<b>Táboa 3.15.</b> Enerxía recuperable por reciclaxe .....	272
<b>Táboa 3.16.</b> O uso directo de superficie no MC3 .....	274
<b>Táboa 3.17.</b> Valores necesarios para estimar a PE dos “Recursos agropecuarios e pesqueiros” .....	276
<b>Táboa 3.18.</b> Valores necesarios para estimar a PE dos <i>Recursos forestais</i> .....	278
<b>Táboa 3.19.</b> A PEC empregando a “aproximación das compoñentes”: resultados estándar .....	296
<b>Táboa 3.20.</b> Información solicitada ás empresas par ao cálculo da PEC. Cuestionario estándar.....	298
<b>Táboa 4.1.</b> Principais cuestións a considerar en cada fase dunha análise de LCA .....	316
<b>Táboa 4.2.</b> Exemplos de termos empregados na fase de LCIA .....	320
<b>Táboa 4.3.</b> Un exemplo de intensidades enerxéticas no ciclo de vida do aceiro.....	338
<b>Táboa 4.4.</b> Estrutura da folla de cálculo considerando a pegada de bens e servizos: o caso do mexillón en conserva.....	341
<b>Táboa 4.5.</b> Un exemplo de aplicación de pegadas unitarias no ciclo de vida do atún en conserva.....	343
<b>Táboa 4.6.</b> Exemplo de aplicación de factores de pegada unitarios.....	345
<b>Táboa 4.7.</b> Ecoetiquetado en base a intervalos de PCC .....	365
<b>Táboa 4.8.</b> Principais estándares relacionados coa PEC-PCC e incumprimentos senalados no caso de estudar o ciclo de vida de bens e servizos considerando organizacións e empresas como unidades de referencia.....	381
<b>Táboa 4.9.</b> Datos do Caso 1: Refinería, distribuidor e aerolínea .....	383
<b>Táboa 4.10.</b> Datos do Caso 1: Empresa “X” .....	385
<b>Táboa 4.11.</b> Datos do Caso 1: Empresa “C” .....	386
<b>Táboa 4.12.</b> Datos do Caso 2: PCC e PCC/t.....	389
<b>Táboa 5.1.</b> O proceso de elaboración de mexillón cocido.....	399
<b>Táboa 5.2.</b> O proceso de elaboración de mexillón en conserva .....	401

<b>Táboa 5.3.</b>	Estrutura do cuestionario entregado ás empresas .....	403
<b>Táboa 5.4.</b>	Estrutura da folla de cálculo.....	406
<b>Táboa 5.5.</b>	Factores de equivalencia e rendemento para España en 2005 .....	411
<b>Táboa 5.6.</b>	Cambios nas intensidades enerxéticas.....	415
<b>Táboa 5.7.</b>	Asignación de intensidades enerxéticas aos produtos pesqueiros .....	416
<b>Táboa 5.8.</b>	Cambios nas produtividades naturais.....	418
<b>Táboa 5.9.</b>	Distribución do consumo de electricidade nas empresas estudadas.....	423
<b>Táboa 5.10.</b>	Distribución da PEC-PCC de <i>Alfa</i> : tipos de superficies.....	426
<b>Táboa 5.11.</b>	Distribución da PEC de <i>Alfa</i> : principais epígrafes. Gha .....	429
<b>Táboa 5.12.</b>	Distribución da PCC de <i>Alfa</i> : principais epígrafes. tCO <sub>2</sub> .....	431
<b>Táboa 5.13.</b>	A pegada unitaria de <i>Alfa</i> .....	438
<b>Táboa 5.14.</b>	Distribución da PEC-PCC de <i>Beta</i> : tipos de superficies.....	440
<b>Táboa 5.15.</b>	Distribución da PEC de <i>Beta</i> : principais epígrafes. Gha .....	442
<b>Táboa 5.16.</b>	Distribución da PCC de <i>Beta</i> : principais epígrafes. tCO <sub>2</sub> .....	443
<b>Táboa 5.17.</b>	A pegada unitaria de <i>Beta</i> .....	449
<b>Táboa 5.18.</b>	Distribución da PEC-PCC de <i>BA</i> : tipos de superficies .....	451
<b>Táboa 5.19.</b>	Distribución da PEC de <i>BA</i> : principais epígrafes. Gha .....	453
<b>Táboa 5.20.</b>	Distribución da PCC de <i>BA</i> : principais epígrafes. tCO <sub>2</sub> .....	455
<b>Táboa 5.21.</b>	Produción e unidades producidas das diferentes conservas de <i>BA</i> .....	466
<b>Táboa 5.22.</b>	PEC a repartir e asignada directamente. Gha .....	467
<b>Táboa 5.23.</b>	PCC a repartir e asignada directamente. tCO <sub>2</sub> .....	467
<b>Táboa 5.24.</b>	Distribución da PEC entre os diferentes produtos de <i>BA</i> .Gha.....	468
<b>Táboa 5.25.</b>	Distribución da PCC entre os diferentes produtos de <i>BA</i> . tCO <sub>2</sub> .....	468
<b>Táboa 5.26.</b>	Distribución da PEC entre os diferentes produtos de <i>BA</i> . Gha/t....	469
<b>Táboa 5.27.</b>	Distribución da PCC entre os diferentes produtos de <i>BA</i> . tCO <sub>2</sub> /t..	469
<b>Táboa 5.28.</b>	Distribución da PEC-PCC de <i>Gamma</i> : tipos de superficies.....	471
<b>Táboa 5.29.</b>	Distribución da PEC de <i>Gamma</i> : principais epígrafes. Gha .....	473

<b>Táboa 5.30.</b> Distribución da PCC de <i>Gamma</i> : principais epígrafes. tCO <sub>2</sub> .....	474
<b>Táboa 5.31.</b> Distribución da PEC-PCC de <i>Gamma</i> : Epígrafe 6.....	482
<b>Táboa 5.32.</b> Compras de <i>Gamma</i> : grupos de produtos .....	483
<b>Táboa 5.33.</b> PEC a repartir e asignada directamente. Gha .....	485
<b>Táboa 5.34.</b> PCC a repartir e asignada directamente. tCO <sub>2</sub> .....	485
<b>Táboa 5.35.</b> Distribución da PEC entre os diferentes produtos de <i>Gamma</i> . Gha.....	486
<b>Táboa 5.36.</b> Distribución da PCC entre os diferentes produtos de <i>Gamma</i> . tCO <sub>2</sub> .....	486
<b>Táboa 5.37.</b> Distribución da PEC entre os diferentes produtos de <i>Gamma</i> . Gha/t .....	487
<b>Táboa 5.38.</b> Distribución da PCC entre os diferentes produtos de <i>Gamma</i> . tCO <sub>2</sub> /t.....	487
<b>Táboa 5.39.</b> A pegada do mexillón en conserva no ciclo de vida estudado.....	489
<b>Táboa 5.40.</b> A pegada neta do mexillón en conserva no ciclo de vida estudado.....	491
<b>Táboa A.1.</b> Algúns indicadores empregados pola CSD .....	554
<b>Táboa A.2.</b> Exemplo de táboa input-output nunha economía de tres sectores .....	555
<b>Táboa A.3.</b> Distribución da PE entre os diferentes tipos de superficie diferenciando as dúas propostas consideradas.....	559
<b>Táboa A.4.</b> Indicadores medioambientais recollidos na Guía de Sustentabilidade (G3).....	568
<b>Táboa A.5.</b> Principios nos que se basea a xestión sustentable dos bosques desde a perspectiva do FSC .....	573
<b>Táboa A.6.</b> Clasificación dos tipos de ecoetiquetas e declaracións ambientais propostas por ISO.....	578



## ÍNDICE DE GRÁFICOS

<b>Gráfico 2.1.</b> Cambios na distribución entre SBP e biocapacidade globais en 2003 .....	102
<b>Gráfico 2.2.</b> Evolución da PE no período 1960-2005.....	176
<b>Gráfico 3.1.</b> Distribución da PEC da Empresa V en función dos niveis da árbore de interdependencia nos que se xera.....	243
<b>Gráfico 3.2.</b> Descomposición da PEC da "Empresa V" por sectores e niveis da "árbore de interdependencia" .....	244
<b>Gráficos 5.1 e 5.2.</b> Distribución da PEC de <i>Alfa</i> . Gha e Ha .....	427
<b>Gráficos 5.3-5.8.</b> Distribución da PEC-PCC de <i>Alfa</i> : Epígrafes 1-4.....	433
<b>Gráficos 5.9-5.12.</b> Distribución da PEC-PCC de <i>Alfa</i> : Resto de epígrafes .....	436
<b>Gráficos 5.13 e 5.14.</b> Distribución da PEC de <i>Beta</i> . Gha e Ha .....	440
<b>Gráficos 5.15-5.20.</b> Distribución da PEC-PCC de <i>Beta</i> : epígrafes 1-4 .....	445
<b>Gráficos 5.21-5.22.</b> Distribución da PEC-PCC de <i>Beta</i> : Resto de epígrafes.....	449
<b>Gráficos 5.23.e 5.24.</b> Distribución da PEC de <i>Bernardo Alfageme</i> . Gha e Ha.....	452
<b>Gráficos 5.25-5.31.</b> Distribución da PEC-PCC de <i>Bernardo Alfageme</i> : Epígrafes 1-5 .....	458
<b>Gráficos 5.32-5.37.</b> Distribución da PEC-PCC de <i>Bernardo Alfageme</i> : Epígrafe 6 .....	461
<b>Gráficos 5.38-5.39.</b> Distribución da PEC-PCC de <i>Bernardo Alfageme</i> : Epígrafe 7 .....	463
<b>Gráficos 5.40 e 5.41.</b> Distribución da PEC de <i>Gamma</i> . Gha e Ha .....	472
<b>Gráficos 5.42-5.47.</b> Distribución da PEC-PCC de <i>Gamma</i> : Epígrafes1-5 .....	477
<b>Gráficos 5.48-5.53.</b> Distribución da PEC-PCC de <i>Gamma</i> : Epígrafe 6 .....	478
<b>Gráficos 5.54 e 5.55.</b> Contribución de cada fase do ciclo de vida á PEC-PCC total. <i>Gha/t</i> e <i>tCO<sub>2</sub>/t</i> .....	490



## ÍNDICE DE FIGURAS

<b>Figura 1.1.</b> As vertentes do desenvolvemento sustentable no Informe Brundtland .....	21
<b>Figura 1.2.</b> O triángulo de Daly.....	53
<b>Figura 2.1.</b> A relación entre medio ambiente, sociedade e economía: visión tradicional e “modelo de bonecas rusas” .....	60
<b>Figura 2.2.</b> Países excedentarios e deficitarios no período 1961-2005 .....	181
<b>Figura 3.1.</b> Un exemplo dunha árbore de interdependencia.....	234
<b>Figura 3.2.</b> A PEC-PCC e o ciclo de vida de ben se servizos.....	249
<b>Figura 3.3.</b> Esquema de cálculo da pegada “enerxética” .....	259
<b>Figura 3.4.</b> Esquema de cálculo da pegada “natural” .....	262
<b>Figura 3.5.</b> Exemplo da cadea de subministradores dun produto: unha lata de cola .....	288
<b>Figura 3.6.</b> Exemplo dunha parte do mapa de procesos.....	289
<b>Figura 3.7.</b> Exemplo dunha parte dun balance de masa.....	292
<b>Figura 3.8.</b> A análise de pegada ecolóxica: PE, PC PEC e PCC.....	303
<b>Figura 4.1.</b> Marco de referencia para a análise de ciclo de vida.....	315
<b>Figura 4.2.</b> Un exemplo dun mapa de procesos.....	318
<b>Figura 4.3.</b> Dous ciclos de vida alternativos.....	324
<b>Figura 4.4.</b> Exemplos de ecoetiqueta de acordo a <i>Carbon Trust</i> .....	366
<b>Figura 4.5.</b> Un exemplo de ecoetiqueta de acordo ao MC3.....	370
<b>Figura 4.6.</b> O lugar de ecoetiquetado para <i>Carbon Trust</i> .....	371
<b>Figura 4.7.</b> Esquema do Caso 1.....	382
<b>Figura 4.8.</b> Principais transaccións no caso exposto .....	389
<b>Figura 4.9.</b> Dobre contabilidade na empresa siderúrxica .....	393
<b>Figura 5.1.</b> O ciclo de vida estudado .....	397
<b>Figura A.1.</b> Etiqueta Euro Flower, MSC, bucle Möbius e FSC .....	579
<b>Figura A.2.</b> Diferentes ecoetiquetas obtidas a partir dunha declaración Tipo III .....	580



---

## ÍNDICE DE CADROS

<b>Cadro 1.1.</b> O <i>stock</i> de capital dunha economía .....	26
<b>Cadro 2.1.</b> Esquema de cálculo da PE dun país ou rexión (Ha) .....	92
<b>Cadro 2.2.</b> Cálculo das Gha asociadas a un tipo de superficie .....	94
<b>Cadro 2.3.</b> Cálculo da biocapacidade dun tipo de superficie .....	99
<b>Cadro 2.4.</b> Cálculo da PE dun produto pesqueiro .....	109
<b>Cadro 2.5.</b> Cálculo da biocapacidade da superficie acuática.....	110
<b>Cadro 2.6.</b> A PE e a biocapacidade dos cultivos, pastos, madeira e produtos pesqueiros .....	124
<b>Cadro 2.7.</b> Déficit e sobrepasamento ecolóxico a nivel rexional .....	132
<b>Cadro 2.8.</b> A pegada dun produto pesqueiro en base ao método da PPR .....	139
<b>Cadro 3.1.</b> Toneladas asociadas ao contido enerxético do servizo (TACES) .....	271
<b>Cadro 3.2.</b> Cálculo da pegada dos residuos sólidos.....	272
<b>Cadro 4.1.</b> Unha alternativa para ofrecer información da pegada bruta, neta e contrapegada.....	355



---

## ÍNDICE DE ABREVIATURAS

<b>BA</b>	Bernardo Alfageme S.A.
<b>BSI</b>	Instituto Británico de Normas.
<b>C</b>	Carbono.
<b>CE</b>	Comisión Europea.
<b>CO<sub>2</sub></b>	Dióxido de Carbono.
<b>CSR</b>	Responsabilidade Social Corporativa.
<b>CT</b>	Carbon Trust.
<b>EMAS</b>	Sistema de Ecoxestión e auditoría Europeo.
<b>EPLCA</b>	Plataforma Europea de análise de ciclo de Vida.
<b>FAO</b>	Organización de Nacións Unidas para a Agricultura e a Alimentación.
<b>FE</b>	Factor de equivalencia.
<b>FR</b>	Factor de rendemento.
<b>GAEZ</b>	Zonas Agro-Ecolóxicas globais.
<b>GFN</b>	Global Footprint Network.
<b>Gha</b>	Hectáreas globais.
<b>GJ</b>	Xigaxullos.
<b>GRI</b>	Iniciativa de Informe Global.
<b>ha</b>	Hectáreas.
<b>IEA</b>	Axencia Internacional da Enerxía.
<b>ILCD</b>	Referencia internacional sobre sistemas do ciclo de vida.
<b>IOA</b>	Análise <i>Input-Output</i> .
<b>IOLCA</b>	Análise do ciclo de vida baseada en técnicas <i>input-output</i> .
<b>IPCC</b>	Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático.
<b>IPP</b>	Política integrada de produto.
<b>IPV</b>	Informe Planeta Vivo.
<b>ISO</b>	Organización internacional de estandarización.
<b>LCA</b>	Análise do ciclo de vida.
<b>LCI</b>	Análise de inventario do ciclo de vida.
<b>LCIA</b>	Análise de avaliación do impacto do ciclo de vida.

---

<b>M</b>	Importacións.
<b>MC3</b>	Método composto das contas contables.
<b>OECD</b>	Organización para a Cooperación Económica e o Desenvolvemento.
<b>PAS</b>	Especificación dispoñible ao público.
<b>PE</b>	Pegada ecolóxica.
<b>PEC</b>	Pegada ecolóxica corporativa.
<b>PC</b>	Pegada do carbono.
<b>PCC</b>	Pegada do carbono corporativa.
<b>PIB</b>	Produto Interior Bruto.
<b>PP</b>	Produción primaria.
<b>PPN</b>	Produción primaria neta.
<b>PPR</b>	Produción primaria requirida.
<b>PPS</b>	Produción primaria equivalente das capturas sustentables.
<b>RNB</b>	Renda Nacional Bruta.
<b>RMS</b>	Rendemento máximo sustentable.
<b>SBP</b>	Superficie bioloxicamente produtiva.
<b>SETAC</b>	Sociedade de Toxicoloxía e Química.
<b>t</b>	Toneladas.
<b>TBL</b>	Triple bottom Line.
<b>TEP</b>	Toneladas Equivalentes de Petróleo.
<b>TJ</b>	Teraxullos.
<b>UN</b>	Nacións Unidas.
<b>UNCTAD</b>	Conferencia de Nacións Unidas sobre Comercio e Desenvolvemento.
<b>UNECE</b>	Comisión Económica de Nacións Unidas para Europa.
<b>UNEP</b>	Programa de Nacións Unidas para o Medio Ambiente.
<b>UNFPA</b>	Fondo de Poboación de Nacións Unidas.
<b>X</b>	Exportacións.
<b>WCED</b>	Comisión Mundial para o Medio Ambiente e o Desenvolvemento.
<b>WGIPP</b>	Grupo de Traballo en Información sobre Políticas Integradas de Produto.
<b>WRI</b>	Instituto de Recursos Mundial.
<b>ZEE</b>	Zona Económica exclusiva.

---

# INTRODUCCIÓN

---



---

## O OBXECTO DA INVESTIGACIÓN

A evolución da situación medioambiental do noso planeta nas últimas décadas caracterízase por un deterioro palpable, constatado xa non só por científicos, senón que asumido tanto por numerosos gobernos como polos cidadáns en xeral, ao mesmo tempo que reflectido en numerosas estatísticas de uso público. Simplemente como exemplo, podemos destacar que no último século as emisións de CO<sub>2</sub> se multiplicaron por 12, contribuíndo a que o cambio climático sexa hoxe un dos principais retos globais que a humanidade debe afrontar.

Nacións Unidas estima que existen máis de 25 millóns de refuxiados do medio ambiente, 1.100 millóns de persoas carecen de auga potable, e uns 500 millóns viven afectados pola súa escaseza, estimándose que a auga contaminada e o saneamento deficiente son a causa da morte duns 12 millóns de persoas ao ano (UNFPA, 2001). Así mesmo, o modo en que os humanos realizamos as nosas actividades, esta a contribuír á desaparición de boa parte das especies coas que compartimos o planeta, provocando unha importante redución da biodiversidade<sup>1</sup>.

Tal e como sinalan Vitousek et al., (1997) a alteración dos ecosistemas polos humanos, pode poñer en perigo tanto o fluxo de bens e servizos que subministran, como a supervivencia do resto de especies, ademais de ser fonte de diferentes tipos de conflitos entre países<sup>2</sup>.

Así, existe cada vez unha maior conciencia social a respecto da importancia dos problemas medioambientais que nos afectan, sen que as organizacións e empresas permanezan alleas a esta situación. Inda no caso daquelas que non amosan especial preocupación polo estado do medio ambiente, tanto o desenvolvemento de lexislación medioambiental como a presión dos consumidores, propician que, dun modo ou outro, estean obrigadas a adoptar medidas para reducir o seu impacto ambiental.

---

**1** De acordo ao *Indice Planeta Vivo*, que mide as tendencias na evolución da diversidade biolóxica da Terra, obsérvase unha caída da biodiversidade do 30% no período 1970-2003 (WWF, 2006, 4).

**2** Moitos dos conflitos sociais, ecolóxicos, políticos e económicos do planeta están relacionados co control de recursos naturais como o petróleo ou a auga (Klare, 2001; Shiva, 2001; Giordano, 2002; ou Tablada e Hernández, 2004).

Se ben o cumprimento da lexislación existente pode ser o único esforzo realizado por algunhas corporacións neste sentido, o certo é que, en moitos outros casos, existe interese por determinadas cuestións (a avaliación da posición da empresa en termos medioambientais, a medición do éxito ou fracaso da adopción dunha determinada medida...). Cada vez máis, os xestores decatáanse das vantaxes asociadas á consolidación dunha imaxe corporativa que amose o seu compromiso co medio ambiente.

Este interese maniféstase na incorporación dos principios do desenvolvemento sustentable ao mundo empresarial, xurdindo sistemas de xestión que inciden na importancia, non só do éxito económico, senón doutro tipo de cuestións sociais, éticas e ambientais.

O avance do concepto de Responsabilidade Social Corporativa (*Social Corporate Responsibility*, CSR) ou o éxito acadado pola Iniciativa de Informe Global (*Global Report Initiative*, GRI) son dúas mostras neste senso<sup>3</sup>. Incluso se teñen desenvolvido, con maior ou menor éxito, modelos específicos de xestión que tratan de incorporar especificamente cuestións medioambientais á dirección e organización de empresas, como, por exemplo, o *European Eco-Management and audit Scheme* (EMAS) ou o *International Standard ISO 14000 series* (Holland, 2003).

Sen embargo, en xeral, estes sistemas contan co hándicap de que tenden a centrarse en impactos individuais sen que, polo momento, emerxera un mecanismo que, empregando un enfoque holístico, sintetice a situación medioambiental das organizacións e poda ser empregado para comunicarse cos accionistas, grupos de interese e a sociedade en xeral.

Neste contexto, diversos autores (Wackernagel e Rees, 1996; Chambers e Lewis., 2001; Holland 2003, Doménech 2004a) decátanse da posibilidade de aplicar a análise de pegada ecolóxica (PE) a empresas a organizacións, aparecendo nos últimos anos diferentes estudos que estiman a pegada ecolóxica corporativa (PEC).

---

**3** A CSR fai referencia ao conxunto de obrigas legais e éticas que se derivan dos impactos da actividade que as organizacións producen no ámbito social, laboral, medioambiental e dos dereitos humanos. A GRI é unha rede que elaborou un marco de análise para a avaliación do desempeño económico, social e medioambiental de todo tipo de organizacións, elaborando un conxunto de indicadores para cada unha das tres áreas, acadando un éxito notable en todo o mundo.

A PE é un indicador deseñado inicialmente (Wackernagel, 1991; Rees, 1992; Wackernagel e Rees, 1996) para avaliar a sustentabilidade de poboacións dunha determinada área xeográfica, desde unha rexión ata o planeta. A idea xeral é determinar a cantidade de superficie, terrestre ou mariña, que os habitantes do territorio de referencia precisan para manter o consumo de bens e a xeración de refugallos, defintorios do seu estilo de vida. A comparación da PE coa superficie dispoñible, permite determinar en que medida se supera, ou non, a capacidade de carga.

Trátase dunha ferramenta versátil, susceptible de ser aplicada noutro tipo de contextos diferentes a poboacións e economías, como poden ser organizacións, produtos, diferentes tipos de actividades...

Na medida en que as empresas, ao igual que os cidadáns, son consumidoras de recursos e xeradoras de refugallos, existen os elementos necesarios para calcular unha pegada, polo que é perfectamente factible obter unha PEC. De modo análogo á PE, no caso das empresas, o obxectivo principal é determinar a superficie necesaria para poder manter os consumos e a xeración de refugallos realizados pola organización estudada.

Chambers e Lewis (2001) e Holland (2003) sinalan as virtudes do indicador para esta fin pois i) é un índice único, que sintetiza diferentes impactos ambientais, permitindo cuantificar o éxito ou fracaso das medidas adoptadas; ii) a metodoloxía de cálculo non é complexa; iii) está expresado en unidades comprensibles, o que facilita a toma de decisións e a comunicación interna e externa; iv) a información necesaria está dispoñible na propia empresa, sen necesidade de transformacións importantes.

Podería cuestionarse o sentido de empregar un indicador expresado nunha unidade, as hectáreas de superficie produtiva, apropiado para países ou rexións, pero quizais, menos relacionado con corporacións. Non obstante, os diferentes tipos de superficie que distingue o indicador, proporcionan tamén información relevante ás empresas, expresando nunha unidade común e, polo tanto, agregable, a influencia de cuestións como o consumo de enerxía, directo e indirecto, os refugallos xerados, etc.

De acordo a Holland (2003, 228) *“ten sentido valorar canta biosfera precisa unha empresa para manter as actividades do negocio e, polo tanto, a posibilidade de que a capacidade requirida provoque impactos ecolóxicos que sexan insustentables”*.

O mesmo autor incide en que, a nivel de organizacións, a PE pode actuar como unha ferramenta de xestión interna, identificando demandas da biosfera insustentables e usos alternativos do capital; como un medio de comunicación, ademais de poder ser empregada como unha ferramenta de consenso a nivel estratéxico, de política de empresa e incluso como unha ferramenta de predición.

Igualmente, Doménech (2007) sinala que a superficie é unha unidade que ten sentido para a análise da sustentabilidade nun ámbito corporativo, propoñendo que o investimento en hectáreas de superficie produtiva (xardíns, bosques...) sexa unha das posibilidades das que dispoñan as empresas para reducir a súa pegada. Así, a análise non se centraría na comparación da pegada coa superficie dispoñible, senón que reflectiría a posibilidade de reducir a demanda de superficie, investindo en superficie bioloxicamente produtiva.

Así mesmo, existe a posibilidade de que o indicador se exprese, non só en unidades de superficie, como é habitual na análise de poboacións ou economías, senón tamén en toneladas de CO<sub>2</sub>, xurdindo o que algúns autores denominan pegada do carbono (PC) ou, en termos de organizacións e empresas, a pegada do carbono corporativa (PCC). Este indicador é notablemente atractivo para as empresas, sobre todo, considerando as esixencias que deben afrontar no marco do Protocolo de Kioto, plasmadas en España nos diferentes *Planes Nacionales de Asignación de Derechos de Emisión de Gases de Efecto Invernadero*.

Finalmente, unha das utilidades do indicador aplicado a organizacións, reside na posibilidade de estimar a pegada dos bens e servizos producidos por cada empresa, relacionado a pegada obtida coa cantidade de produto, de modo que o indicador se expresa en unidades de superficie, ou toneladas de CO<sub>2</sub> por tonelada producida. Procedendo deste modo, resulta interesante estimar a pegada acumulada nun produto, como suma da engadida por cada empresa en todas e cada unha das etapas do seu ciclo de vida, desde a orixe, ata que chega ao consumidor final.

Procedendo desta forma, a información subministrada polo indicador pode actuar como unha ecoetiqueta (Wackernagel e Rees, 1996; Doménech, 2007), proporcionando ao consumidor información medioambiental, en termos de superficie e/ou CO<sub>2</sub> por tonelada de produto, dos bens que consume. Na medida en que este ecoetiquetado se difun-

da, o consumidor poderá comparar a PEC-PCC dun produto comercializado por diferentes fabricantes obtendo un elemento de xuízo adicional á hora de optar por unha ou outra alternativa<sup>4</sup>.

Non obstante, a aplicación da análise de pegada ecolóxica a corporacións tropeza co problema de que non existe unha metodoloxía de cálculo estandarizada, de modo que se teñen proposto diferentes métodos que afrontan a análise desde diferentes perspectivas. Este problema non é específico da PEC-PCC, senón que está presente na análise da PE de poboacións, onde existen diferentes propostas metodolóxicas para estimar o indicador.

Entre as alternativas para o cálculo da PEC e da PCC, podemos destacar a aproximación das compoñentes (Simmons e Chambers, 1998; Simmons et al., 2000), o cálculo da pegada corporativa empregando análise *input-output* (Gallego e Lenzen, 2005; Murray e Day, 2007; Wiedmann e Lenzen, 2007; Wiedmann et al., 2007a) ou o método composto das contas contables (MC3) (Doménech, 2004a; Doménech, 2004b; Doménech 2007). Mesmo existen estudos que simplemente adaptan a metodoloxía aplicada a países e rexións para calcular a pegada de determinados consumos realizados polas organizacións (por exemplo, Germain, 2001).

Existen tamén propostas metodolóxicas específicas para o cálculo da PCC. Neste caso, o traballo do Carbon Trust (Carbon Trust, 2007; Carbon Trust, 2008abc) encamiñado a obter un método de cálculo estándar para cuantificar as emisións de gases de efecto invernadoiro ao longo do ciclo de vida de bens e servizos, é a contribución máis relevante. O estándar foi finalizado recentemente e publicado como unha *Especificación dispoñible ao Público* (PAS)<sup>5</sup>, polo Instituto Británico de Normas (BSI).

No noso caso, participamos no desenvolvemento do MC3, formando parte do “Grupo de Traballo para a Mellora da Pegada Ecolóxica Corporativa”, no que, ademais da Universidade de Santiago de Compostela, participan as Universidades de Oviedo, Cantabria, Valencia e Cádiz, coordinadas pola Autoridade Portuaria de Xixón.

---

<sup>4</sup> Se ben este tipo de iniciativas poden parecer, nestes momentos, pouco viables a medio prazo no noso país, o certo é que xa están a funcionar noutros países. No Reino Unido, diferentes produtos ofrecen información da cantidade de CO<sub>2</sub> xerada na súa obtención.

<sup>5</sup> Concretamente, a PAS 2050.

Se ben o MC3 foi aplicado a diferentes organizacións (Doménech, 2004a; Doménech, 2007; Doménech e González-Arenales, 2008; Carballo Penela e García-Negro, 2008a; Carballo Penela et al., 2008b; Caselles et al., 2008, Coto Millán et al., 2008ab), ata o momento non se ten feito intento algún de empregalo na estimación da pegada de bens e servizos considerando o seu ciclo de vida. Este labor require o cálculo da PEC e/ou a PCC que cada organización engade ao produto en cada elo da cadea de valor, desde o produtor inicial ata o consumidor final. Deste modo, visualízase a cantidade de pegada xerada en cada fase do proceso produtivo permitindo, ademais, que cada empresa poda buscar os subministradores máis eficientes.

Esta utilidade do indicador é facilmente comprensible teoricamente, se ben na práctica existen determinadas cuestións que dificultan a súa aplicación. Así, por exemplo, as empresas non necesariamente producen un único ben, nin se aprovisionan nun único provedor, nin, por exemplo, contratan o transporte a unha empresa que distribúa exclusivamente o seu produto. Por outro lado, existen relacións entre produtos de diferentes ciclos de vida, sendo necesario que o método elaborado evite dobres contabilidades.

A consideración destas cuestións implica a realización de cambios no soporte material do MC3, a folla de cálculo de superficies e consumos, de modo que se adapte a esta nova situación.

**O principal obxectivo deste traballo é o desenvolvemento do MC3 para estimar a pegada de bens e servizos considerando o seu ciclo de vida. Esta tarefa implica o desenvolvemento teórico do método, delimitando os pasos a dar nesta análise, de modo que quede manifesto a utilidade de este tipo de enfoque, as principais vantaxes e inconvenientes, ademais de propoñer posibles solucións aos problemas existentes.**

**O desenvolvemento teórico completárase coa aplicación práctica do método a un ciclo de vida específico. A elección dun ou outro ben non é unha cuestión fundamental para o noso traballo, pois a motivación principal se relaciona máis co desenvolvemento da metodoloxía existente que coa relevancia do resultado obtido. A aplicación do método a un caso real contribúe a mellorar a comprensión da proposta teórica previa, ademais de poñer de manifesto posibles problemas prácticos, difíciles de detectar nunha análise teórica.**

Así, traballamos con empresas e con información reais, recollendo os resultados obtidos unha pegada real, no noso caso, dunha conserva de mexillón. A selección deste produto obedece tanto ao coñecemento que no Grupo de Economía Pesqueira existe sobre a produción e comercialización deste molusco bivalvo, sobre o que se teñen realizado varios proxectos de investigación e unha tese de doutoramento, como á necesidade de desenvolver ferramentas que permitan a valoración do produto comercializado e, polo tanto, incrementar os ingresos dun sector que ten que competir cada vez nun entorno máis hostil. O ecoetiquetado do produto empregando a PEC-PCC podería ser unha das técnicas a empregar con esta fin.

Por outro lado, na medida de que se trata dun alimento, existe un importante desenvolvemento normativo que delimita claramente as diferentes formas de comercializar o produto, o que permite que as diferentes cadeas de subministradores estean perfectamente diferenciadas. Estamos a falar dun número relativamente reducido de posibilidades, e de cadeas relativamente curtas en comparación con outros produtos, o que favorece a aplicación da metodoloxía.

## **ESTRUTURA DA MEMORIA DE TESE**

Este traballo consta de dúas partes diferentes, divididas en cinco capítulos. A Parte I contén os fundamentos teóricos do estudo, recollidos en tres capítulos. No primeiro, achegámonos ao concepto de desenvolvemento sustentable, incidindo nas diferentes interpretacións existentes. Así mesmo, abórdase a problemática da súa medición, definindo o concepto de indicador e, en particular, daqueles relacionados co desenvolvemento sustentable.

No Capítulo 2, comezamos a descrición do indicador estudado, a PE. Inicialmente, describimos a visión da sustentabilidade de Wackernagel e Rees, pois o modo de entender as relacións entre o medio ambiente e a economía, determina os obxectivos e a elaboración do indicador. Unha vez realizado este labor, expónse o concepto de PE, ademais de explicar en detalle o método de cálculo, os principais obxectivos, e a súa utilidade. Adicionalmente, sinálanse os puntos fortes, febles e as principais críticas recibidas na súa concepción inicial.

Na medida que a PE foi mudando ao longo do tempo, consideramos relevante facer nos eco dos principais cambios introducidos, tanto no que se refire ao método de cálculo, como aos obxectivos e interpretación do indicador. Así mesmo, sinalamos diferentes contribucións de investigadores que tratan de solucionar e incorporar cuestións non consideradas, polo momento, por Wackernagel e Rees, incluíndo as dúas principais alternativas metodolóxicas existentes.

O Capítulo 3, céntrase na análise da PEC-PCC, describindo as particularidades do indicador aplicado a empresas e, en xeral, a todo tipo de organizacións. Así, introdúcese os factores que permiten a aplicación a este nivel, descríbense os conceptos de PEC e PCC e os seus obxectivos, sinalando a importancia na actualidade da PCC. Posteriormente, descríbense as principais alternativas metodolóxicas existentes para a estimación da PEC-PCC, entre elas o MC3, o empregado nesta investigación.

A Parte II, dividida en dous capítulos, expón o modo en que se estima a PEC-PCC de bens e servizos desde a perspectiva do MC3.

No Capítulo 4 realízase o desenvolvemento teórico preciso para combinar MC3 e análise de ciclo de vida (LCA). Destácase o potencial da LCA para informar ao consumidor do impacto ambiental na produción de bens e servizos. A continuación, expóñense as principais características teóricas deste tipo de análise para, seguidamente, describir o ciclo de vida desde a perspectiva do MC3, ademais do modo en que se adapta ao marco teórico habitualmente empregado neste tipo de análise. Finalmente, realízase a exposición teórica do método para ser aplicado neste contexto.

O Capítulo 5 recolle un estudio do caso, aplicando o MC3 ao ciclo de vida dunha conserva de mexillón, de acordo ás premisas descritas no capítulo anterior. Inicialmente, enuméranse unha serie de cuestións previas á aplicación, con incidencia nos resultados. Xustifícase a elección do ciclo de vida estudado, descríbense as empresas elixidas e o procedemento de obtención da información, ademais dos cambios no soporte material do MC3, precisos para a súa aplicación ao ciclo de vida de bens e servizos. Finalmente, expóñense os resultados obtidos.

Esta memoria remata coas principais conclusións do traballo, incluíndo ademais unha sección que amosa a bibliografía empregada, e outra con diferentes anexos, con información de interese non recollida no texto principal.

---

**PARTE I**  
**FUNDAMENTOS TEÓRICOS**  
**DO ESTUDO**

---



---

# CAPÍTULO 1.

## SOBRE O CONCEPTO DE DESENVOLVEMENTO SUSTENTABLE E A SÚA MEDICIÓN

### 1.1. O CONCEPTO DE DESENVOLVEMENTO SUSTENTABLE

No momento en que os problemas ambientais alcanzan unha dimensión que suscita certa alarma social a nivel mundial, supoñendo custos económicos para as economías do centro do sistema económico, a comunidade internacional comeza a formularse a necesidade de realizar cambios nun modelo de crecemento pensado exclusivamente para satisfacer certas necesidades humanas, sen considerar os efectos que as súas decisións puidesen causar no medio sobre o que se sustenta a vida dos seres humanos. Así-mese a necesidade dun modelo de desenvolvemento que se poida manter a longo prazo, xurdindo un intenso debate que abrague diferentes cuestións, que van desde a propia definición do modelo adoptado ata o modo de denominalo.

#### 1.1.1. Os termos “sostible” e “sustentable”

En diferentes linguas derivadas do latín, como o galego e o castelán, coexisten os termos *sostible* e *sustentable*, xurdindo dúbidas ao respecto de cal empregar para traducir o termo inglés *sustainable development*. Esta dualidade non está presente noutras linguas romances como o portugués e o italiano, onde só se emprega un termo, *sustentável* no primeiro caso, e *sostenibile*, no segundo. Os franceses optan pola denominación *durable*, a cal parece axeitada, tendo en conta que termo *sustainable* fai referencia ao mantemento no tempo dun proceso ou estado. O seu uso tanto na lingua galega como en español, evitaría un debate innecesario.

De acordo á real *Academia Española de la Lengua* (RAE)<sup>1</sup>, o termo *sostenible* fai re-

---

1 Consultar <http://www.rae.es/rae.html>

ferencia “aos procesos que poden manterse por si mesmos sen axuda exterior nin merma dos recursos existentes”, mentres que a denominación sustentable “é relativa a aquilo que se pode sustentar con razóns”. Desde esta perspectiva, esta denominación, sostible en galego, sería a máis axeitada. Outros autores inciden que que o termo sustentable é orixinario do campo da bioloxía e incorporado á análise socioeconómica, nalgúns casos sen xustificación suficiente (Cano Orellana, 2004).

Por outro lado, dicionarios específicos sobre cuestións ambientais (Cifuentes et al., 1993, 354) se refiren ao termo sustentabilidade como “*unha característica dun proceso ou un estado que é posible manter de xeito indefinido (para todos os efectos prácticos)*” incidindo en que as cousas se sosteñen dende fóra, pero se sustentan dende dentro. Este podería ser un argumento para o uso deste termo.

Se bens algúns autores establecen diferenzas entre ambos<sup>2</sup>, coincidimos con Gallopín (2006) ao sinalar que son sinónimos practicamente perfectos. Por tanto, para nós, non existe ningunha diferenza entre as denominacións “desenvolvemento sostible” e “desenvolvemento sustentable”. O debate sobre unha ou outra só contribúe a incrementar a incerteza sobre un concepto de por si incerto, ao non estar, como veremos claramente definido. En todo caso, tendo que empregar unha denominación, parécenos axeitada a definición de Cifuentes et al. (1993), polo que, nesta tese empregaremos os termos *sustentable* e *sustentabilidade*, para referirnos ás denominación inglesas *sustainable* e *sustainability*.

### **1.1.2. Os problemas medioambientais e a sustentabilidade do sistema económico**

A Conferencia de Nacións Unidas sobre Medio Ambiente Humano celebrada en Estocolmo 1972, cuxa culminación foi a creación do Programa de Nacións Unidas para o Medio Ambiente (UNEP), foi un fito no recoñecemento de novas estratexias para afrontar

---

**2** Coen Anitúa (2006) apunta que o termo sostible fai referencia á estabilidade e inalterabilidade do sistema do que se trate, mentres que o termo sustentable refírese ao subministro de medios de supervivencia e persistencia, o que, tería connotacións de permanencia non só no espazo, senón tamén no tempo.

os problemas ambientais, recoñecendo a necesidade dun novo modelo de desenvolvemento que tivese en conta as cuestións ambientais e sociais. A celebración da Conferencia supuxo un punto de inflexión entre os modelos vixentes ata o momento, centrados exclusivamente no desenvolvemento, e aqueles outros que tiñan en conta a preservación do medio ambiente (Martín Palmero, 2004).

Foi tamén a principio da década dos setenta, cando se crea un termo para referirse ás propostas que afloraron na Conferencia de Estocolmo. O codesenvolvemento, acuñado por Ignacy Sachs<sup>3</sup>, consultor Nacións Unidas, busca a “*conciliación do aumento da produción, que tan perentoriamente reclamaban os países do Terceiro Mundo, co respecto aos ecosistemas, necesario para manter a habitabilidade da Terra*” (Naredo, 1996, 22). O termo tivo pouco éxito debido ao veto imposto polo presidente en aquel momento da diplomacia estadounidense e, posteriormente, Secretario de Estado, Henry Kissinger (Naredo, 1996).

Non obstante, tanto a constatación do avance do deterioro do medio ambiente, como a crise económica de 1973, cuxa manifestación máis relevante foi o incremento do prezo dun recurso natural, o petróleo, nun contexto dunha elevada dependencia por parte dos países desenvolvidos, influíron en que os organismos internacionais continuasen prestando certa atención á relación entre crecemento económico e medio ambiente. En 1983, a Organización de Nacións Unidas (UN) crea a Comisión Mundial para o Medio Ambiente e o Desenvolvemento (WCED), coa finalidade de establecer estratexias ambientais a longo prazo para acadar un desenvolvemento económico racional no ano 2000 (WCED, 1987).

O traballo da WCED culmina en 1987 coa publicación dun informe final, o denominado Informe Brundtland<sup>4</sup>, no que se adopta por primeira vez unha expresión, *sustainable development*, que se converterá nun paradigma no que se refire ao tratamento das cuestións ambientais.

Sen afondar, polo momento, no significado do termo para os redactores do infor-

---

**3** Naredo (1996) defende esta tese. Pola contra, Gallopín (2006) sinala que o termo foi proposto por Maurice Strang, Secretario da Conferencia, e primeiro director executivo do UNEP.

**4** Gro Harlem Brundtland, posteriormente primeira ministra de Noruega, foi a presidenta da WCED, tamén denominada, “Comisión Brundtland” (Carballo Penela, 2003).

me, podemos adiantar que a necesidade de afrontar os problemas, ambientais e sociais, derivados do modelo de crecemento, non era, naquela altura, unha cuestión nova.

Kenneth Boulding foi dos primeiros en decatarse da necesidade de cambiar os principios reitores da ortodoxia económica, debendo mudar da *economía do cow-boy*, baseada na ilimitabilidade do planeta e na abundancia de recursos naturais, á *economía da nave espacial*, onde, ao igual que os astronautas, os habitantes do planeta deben adaptar o seu comportamento ós recursos existentes e ós ciclos biolóxicos, debendo reformular os obxectivos de maximización da produción e o consumo (Boulding, 1966).

O informe do Clube de Roma “Os límites do crecemento” (Meadows Meadows et al., 1972) presentado na Conferencia de Estocolmo, e actualizado case 20 anos despois (Meadows et al., 1991), desatou numerosos debates en todo o mundo a respecto do futuro do planeta. De acordo ás predicións recollidas no informe, a escaseza de recursos e o deterioro ambiental provocarían, tarde ou cedo, o colapso do planeta, de non conseguir o detemento voluntario do crecemento económico e demográfico.

O “Manifesto pola Supervivencia” (Goldsmith et al., 1972), publicado na revista *The Ecologist* uns meses antes da Conferencia de Estocolmo, destaca a insustentabilidade a longo prazo do estilo de vida da sociedade da época, caracterizado en base á destrución dos ecosistemas, o esgotamento de recursos, escaseza de alimentos e tensións sociais.

Os traballos de Carson (1962), White (1967), Ehrlich (1968), Hardin (1968), Commoner (1971) Schumacher (1973), Georgescu-Roegen (1971), Dumont (1973), Heilbroner (1974) ou Daly (1977), entre outros, afrontan tamén desde diversas perspectivas as tensións que o modelo de crecemento exerce sobre o medio ambiente e os problemas sociais xerados, propoñendo solucións sustentables a longo prazo.

É máis, a viabilidade a longo prazo do modelo de desenvolvemento, cuestión á que, intuitivamente, parece referise o desenvolvemento sustentable, se simplemente consideramos a semántica dos dous termos que compoñen a denominación, é un recorrente tema de debate entre as diferentes escolas do pensamento económico, dende practicamente o nacemento do capitalismo.

A teoría malthusiana e o seu célebre principio de poboación (Malthus, 1798), constitúe unha das primeiras críticas ao mantemento ao longo prazo do modelo de desenvolvemento existente. A consideración dunha versión rudimentaria da lei dos rende-

mentos decrecentes leva a T. R. Malthus a establecer diferenzas entre a capacidade de crecemento da poboación, que medra en progresión xeométrica, e os medios de subsistencia, en progresión aritmética. A escaseza de alimentos, os únicos medios de subsistencia nas primeiras formulacións da teoría, supón un grave obstáculo ao mantemento do crecemento, que o reverendo Malthus soluciona apelando a estritos controis morais que reduzan a natalidade.

A lei dos rendementos decrecentes é enunciada e perfeccionada por outros economistas da escola clásica, quen atopan nela un freo á produción que se pode obter do factor terra e ao crecemento da poboación. D. Ricardo considera a escaseza da oferta deste factor, atopando na explotación de terras marxinais de baixa produtividade a explicación a caída da produción (Ricardo, 1817).

J. Stuart Mill adopta un enfoque similar, se ben, a diferenza de Ricardo non asume un horizonte tecnolóxico constante, sendo consciente de que os avances nos distintos campos da ciencia, a mellora da produtividade agrícola e as comunicacións, etc; poderán retardar a chegada dun estado estacionario, presente nas súas predicións (Mill, 1848).

A insustentabilidade do sistema capitalista é o eixo central da teoría de K. Marx. A análise realizada é diferente á dos seus predecesores, destacando a redución dos incentivos a acumular capital a medida que se reduce a taxa de ganancia do capitalista. A intensificación dos procesos de acumulación de capital provoca a redución da taxa de plusvalor, debido á substitución da forza de traballo por capital fixo, o que redundará na diminución das ganancias (Marx, 1873). A diminución dos incentivos ao investimento dificulta a formación de novos capitais, sendo un obstáculo para o sistema capitalista e un límite ao crecemento económico.

Os economistas neoclásicos adoptaron unha análise esencialmente microeconómica, realizando importantes contribucións no desenvolvemento da teoría da utilidade. Este enfoque e a súa fe no capitalismo, probablemente propiciaron, que esta escola de pensadores non amosaran especial interese no estudo da viabilidade do sistema económico a longo prazo<sup>5</sup>.

---

<sup>5</sup> Unha excepción relevante é a análise de Jevons (1865) fixo sobre a problemática do carbón, retomando a idea clásica de límites físicos a actividade económica.

Tampouco J. M. Keynes lle concedeu moita importancia a esta cuestión, considerando que o crecemento económico provocará unha situación de abundancia, que culminará coa renuncia voluntaria ao crecemento, unha vez que a sociedade acade un determinado grao de satisfacción das necesidades (Keynes, 1931). Nesta situación, o único problema sería á adaptación aos profundos cambios no sistema de valores e costumes, provocados pola dispoñibilidade de tempo de ocio e a non necesidade de dedicarse a mellorar as condicións de vida (Carballo Penela, 2003)<sup>6</sup>.

Sen embargo, contemporáneos como J. A. Schumpeter, realizan novas contribucións ao debate, observando que a dinámica interna de transformación do sistema económico e, concretamente, os cambios no rol desempeñado polas clases sociais máis dinámicas do capitalismo, obstaculizan o seu avance. A perda de relevancia da burguesía, a clase con capacidade para asumir riscos e innovar e, por tanto, o detemento do verdadeiro motor do capitalismo, contribuirían á destrución do sistema (Schumpeter, 1942).

Na maioría dos casos citados, os problemas medio ambientais non desempeñan un papel excesivamente relevante. A existencia de amplos territorios que colonizar, unha presión demográfica moito menor á actual, ademais dunha capacidade de consumir recursos notablemente inferior á amosada en décadas posteriores, posibilita que os habitantes do planeta nos séculos XVIII, XIX e incluso a principios do XX, sexan seres moito menos destrutivos en termos medioambientais que os seus coetáneos actuais, ademais de contar cunha ampla superficie *per cápita* para satisfacer as súas necesidades.

Con todo, houbo notables excepcións. A visión da economía adoptada polos fisiócratas, baseada na existencia dunha orde natural que determina os fenómenos económicos e na vinculación da riqueza coa produción obtida do factor terra, constitúe o punto de partida do recoñecemento da importancia da natureza na economía. A busca do *“incremento das riquezas renacentes, ou recursos renovables, sen prexuízo dos bens de fondo ou riquezas preexistentes é a primeira aproximación teórica da nova ciencia económica ao problema medioambiental e ao debate da sustentabilidade ao entender que as bases da economía serían a agricultura e a terra”* (Martín Palmero, 2004, 26).

---

<sup>6</sup> Outros keynesianos como A. Hansen observan obstáculos á sustentabilidade do sistema económico, en base á ausencia de oportunidades de investimento (Hansen, 1941).

J. S. Mill foi un visionario á hora de definir a calidade de vida considerando non só a riqueza, senón a equidade social e o uso dos recursos naturais<sup>7</sup>. Destacou o papel da natureza no benestar humano, non só como subministradora de recursos, senón como fonte intrínseca de benestar (Carballo Penela, 2003).

Se ben non é unha das cuestións máis recoñecidas dentro da teoría marxista, Marx outórgalle á natureza un papel relevante na realización das actividades socioeconómicas, observando incompatibilidades entre o capitalismo e a preservación do equilibrio ecolóxico (Martín Palmero, 2004). Unha das razóns polo que o sistema capitalista non é sustentable é a destrución do medio ambiente (Pearce e Turner, 1995).

### 1.1.3. O desenvolvemento sustentable no Informe Brundtland

A pesares dos antecedentes existentes, o certo é que o Informe Brundtland supuxo un claro punto de inflexión na análise da relación dos problemas medioambientais e sociais e o modelo de crecemento.

De acordo co Informe, o desenvolvemento sustentable é *“un proceso de cambio no cal a explotación dos recursos, a orientación da evolución tecnolóxica e a modificación das institucións están acordes e acrecentan o potencial actual e futuro para satisfacer as necesidades e aspiracións humanas”* (WCED, 1987, 70).

O logro destes obxectivos realizarase considerando a) que é necesario satisfacer as necesidades das xeracións presentes sen comprometer a capacidade das xeracións futuras para realizar as súas; b) a necesidade do crecemento económico, desde a perspectiva de que o desenvolvemento sustentable vai máis alá do mero crecemento, buscando incrementos do capital produtivo que satisfagan as necesidades humanas e non danen o medio ambiente; c) a transformación progresiva da economía e da sociedade, de modo que se promovan valores que favorezan niveis de consumo dentro dos límites ecolóxico; d) a explotación racional dos ecosistemas, sen poñer en perigo os sistemas naturais que sosteñen o planeta (WCED, 1987).

---

<sup>7</sup> Como veremos, o desenvolvemento sustentable adoita caracterizarse en base a un criterio similar, considerando tres dimensións: social, económica e medio ambiental.

Igualmente, o Informe Brundtland consagra a interdependencia entre distintas vertentes do desenvolvemento, reafirmando a preservación e prevención da degradación do medio (vertente ambiental), a consideración de cuestións culturais e sociais, buscando avances na desaparición das desigualdades sociais do planeta, promovendo unha maior democratización, equidade e xustiza social (vertente social), ademais de redefinir o modelo de crecemento (vertente económica). Reafírmase así a diferenciación de tres dimensións do desenvolvemento sustentable: a sustentabilidade ambiental, económica e social, supoñendo a ausencia dunha delas o fracaso no obxectivo final (WCED, 1987)<sup>8</sup>. Posteriormente, engadiuse unha vertente adicional, a institucional, incluída inicialmente na dimensión social. Esta nova vertente involucra ao sistema institucional público e privado (administracións públicas, ONG's, grupos de interese...) co obxectivo de avanzar no proceso de democratización e participación cidadán (Gallopín, 2006).

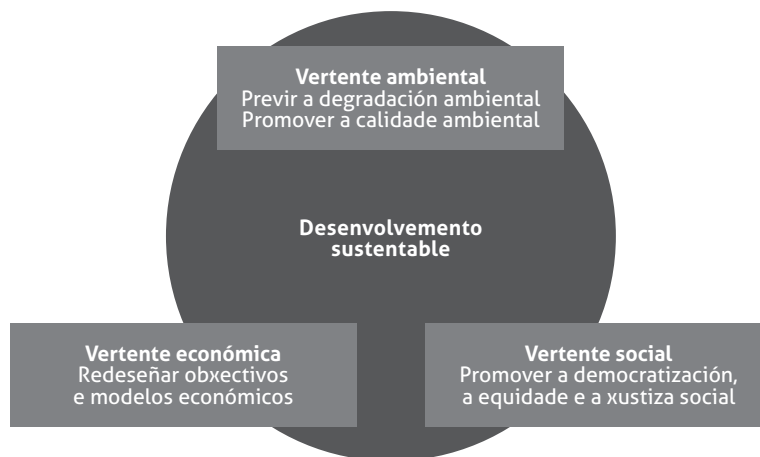
A definición e o enfoque empregado foron obxecto de diferentes críticas. Bermejo (2001) sinala que o Informe Brundtland recolle unha visión antropocéntrica cuxo único obxectivo consiste na supervivencia e benestar da humanidade en detrimento doutros seres vivos que conviven co ser humano. A vocación interxeracional do desenvolvemento sustentable é tamén criticada, cuestionándose a posibilidade de que as xeracións actuais defendan os intereses, descoñecidos no presente, de xeracións futuras, considerando ademais os problemas de supervivencia e calidade de vida que padecen as xeracións actuais (Jacobs, 1991; Bartelmus, 1994).

A falla de concreción e a ambigüidade arredor do concepto, son tamén relevantes, constituíndo un obstáculo importante á hora da súa aplicación. Unha definición pouco precisa permite a adaptación e modificación do concepto de acordo coas necesidades de quen faga uso del: dáse por sentado que o desenvolvemento sustentable é positivo para a humanidade, polo que se asumen os seus obxectivos, aínda que non se saiba exactamente cales son, nin se especifica o modo en que se deben alcanzar. De aí que se critique intencionalidade á hora de definir o concepto dun modo pouco preciso (Naredo, 1996).

---

**8** Esta diferenciación contribúe a evitar determinadas confusións terminolóxicas, derivadas do uso do termo xenérico sustentabilidade, referido exclusivamente á sustentabilidade ambiental. A identificación dos termos “desenvolvemento sustentable” e o xenérico “sustentabilidade” tamén se evita si se teñen en conta a clasificación recollida no Informe Brundtland.

Figura 1.1 As vertentes do desenvolvemento sustentable no Informe Brundtland



Fonte: Fidélis (2001).

A maleabilidade do termo é un dos principais factores que contribúen á súa difusión, pois permite lexitimar prácticas que, de non presentarse baixo o paraugas do desenvolvemento sustentable, terían difícil aceptación (Cano Orellana, 2004). A relevancia “que a evocación da sustentabilidade adquiriu nos últimos 20 anos, non está exenta de oportunismo político” (Naredo, 1996).

O fomento do uso retórico do termo vese incentivado pola propia denominación adoptada, que trata de compatibilizar dous termos “desenvolvemento” e “sustentable”, para algúns autores incompatibles.

Para Naredo, o termo “desenvolvemento” está necesariamente vinculado ao crecemento. De acordo a este autor, a expresión desenvolvemento sustentable foi pensada para posibilitar a súa aceptación polos economistas convencionais “ao confundirse co crecemento autosostido (*self sustainable growth*) introducido tempo atrás por Rostow e empregado profusamente polos economistas que se ocupaban do desenvolvemento” (Naredo, 1996, 22) contribuindo tamén a que os países desenvolvidos adopten a denominación para lexitimar o crecemento.

Outros autores ven posible o desenvolvemento sen crecemento. Almenar e Diago (2002) sinalan que, mentres o crecemento é un fenómeno vinculado a unha magnitude medible, referido a variables que representen tanto a *stocks* como a fluxos, o desenvolvemento “é un proceso e un estado no que interveñen múltiples variables (diversamente

enlazadas entre si) e que, como tal, entra máis no que usualmente adoita describirse como cualitativo”. Para estes autores o desenvolvemento “non só supón o aumento cuantitativo das variables implicadas, senón tamén a existencia de límites a ese crecemento, sexa por causas endóxenas ou esóxenas; o contrario levaría ao xigantismo (nas variables de stock) ou á hipertrofia (nas de fluxo)” (Almenar e Diago, 2002, 26).

Daly mantén o uso da denominación desenvolvemento sustentable, se ben o crecemento non está presente no estado estacionario que propón (Daly, 1977), baseado en tres piares fundamentais: desenvolvemento comunitario fronte individualismo, biocentrismo fronte antropocentrismo e autosuficiencia comunitaria fronte ao libre comercio (Daly e Cobb Jr., 1989).

Costanza (1997), Ott (2003) e Gallopín (2006), inciden na diferenciación entre desenvolvemento, relativo a un cambio de situación ou condición, de acordo a uns obxectivos establecidos, e sustentabilidade, a capacidade de mantemento no tempo dunha determinada situación ou condición. O desenvolvemento incluíría ao crecemento, só no caso de que contribúa ao logro dunha situación sustentable, se ben o crecemento continuado do consumo material non é sustentable a longo prazo nun mundo finito (Costanza, 1997; Gallopín, 2006)<sup>9</sup>.

A pesares das discrepancias a nivel teórico, o certo é que, na práctica, a denominación elixida “está a servir para que os países industrializados manteñan a fe no crecemento, sendo empregado para escapar á problemática ecolóxica e as connotacións éticas derivadas do crecemento” (Naredo, 1996). Aínda que, a nivel teórico, é posible desenvolvemento sen o incremento do consumo material, o certo é que, polo momento, o crecemento sigue sendo un dogma asumido socialmente e pouco cuestionado, o que se traslada á esfera do desenvolvemento sustentable. O crecemento económico mantense como un obxectivo social irrenunciabile, asumindo que o desenvolvemento sustentable debe realizarse nun contexto de crecemento, sen que exista unha crítica forte a esa premisa.

Inda que o éxito do Informe Brundtland está principalmente relacionado, princi-

---

<sup>9</sup> Costanza (1997) sinala que o desenvolvemento económico é unha mellora na calidade de vida non necesariamente ligado ao incremento da cantidade de recursos consumidos.

palmente, cos seus logros en termos de difusión do concepto, e co carácter institucional da proposta realizada, non debemos restar importancia ao traballo coordinado por Gro Harlem Brundtland, pois constitúe un punto de inflexión na análise da relación entre os problemas ambientais e o modelo de crecemento. Na medida que “oficialmente” se lle outorga unha importancia descoñecida ás cuestións ambientais, conséguese que adquiran unha dimensión internacional a escala governamental, situándoas máis alá do debate académico.

O Informe Brundtland, supón unha oposición explícita a un modelo de crecemento centrado exclusivamente no crecemento económico, tradicionalmente medido polo incremento do PIB. O desenvolvemento sustentable supón, polo tanto, unha nova forma de entender os procesos de desenvolvemento económico, establecendo un novo marco xeral de actuación aceptado polos diversos organismos internacionais e onde as cuestións ambientais e sociais ocupan un lugar importante.

#### 1.1.4. Distintas visións do desenvolvemento sustentable

Na literatura da especialidade, o desenvolvemento sustentable é definido de múltiples formas<sup>10</sup>. Tres exemplos serían os seguintes:

Bartelmus (1994, 73), afirma que o desenvolvemento sustentable “*pode ser enunciado como un conxunto de programas de desenvolvemento que satisfán as necesidades humanas sen quebrantar as capacidades dos recursos a longo prazo e os estándares de calidade ambiental e equidade social*”.

Neumayer (1999, 9) apunta que “*desenvolvemento sustentable é aquel que non reduce a capacidade de subministrar utilidade per cápita non decrecente indefinidamente*”.

Para Jacobs (1991, 59) “*Vivir ben dentro dos límites do ecoloxicamente posible*”.

A definición de Bartelmus é similar a adoptada por Brundtland, asumindo explicitamente que existen límites ao crecemento de natureza ambiental, que deben ser tidos en conta nas estratexias de crecemento (Fidélis, 2001). Neumeyer ofrece unha defini-

---

10 Bermejo (2001) sinala que se contabilizan máis 200 definicións de desenvolvemento sustentable.

ción exclusivamente económica, constituíndo un exemplo dun uso oportunista do termo, realizando unha clara deturpación do seu significado. A definición de Jacobs, é unha simple premisa, sen dotar ao termo de ningún contido específico.

A variedade de visións sobre o desenvolvemento sustentable son reflexo tanto da indefinición do concepto proposto no Informe Brundtland, como das diferenzas que existen dentro do pensamento ambientalista, onde existen correntes que difiren substancialmente tanto nos motivos que orixinan os problemas ambientais que sofre o planeta como nas alternativas ofrecidas.

A clasificación das diferentes aproximacións teóricas non é unha tarefa doada, debido tanto á variedade de opcións teóricas existentes, como pola posibilidade de adoptar diferentes criterios. Fidélis (2001), adopta unha tripla perspectiva: ética, substantiva e disciplinar que nos parece relevante reseñar.

A perspectiva ética céntrase na interpretación do papel dos humanos no desenvolvemento sustentable distinguindo entre formulacións ecocentristas e antropocentristas. A vertente ecocentrista proclama a igualdade entre tódolos seres vivos, sen que o desenvolvemento sustentable deba conceder máis importancia ao benestar humano que ao doutras especies. Os antropocentristas céntrase nos humanos en canto obxectivo e obxectivo de coñecemento, sendo a que actualmente domina o paradigma do desenvolvemento sustentable (Fidélis, 2001).

Desde a perspectiva disciplinar, analízanse as contribucións das distintas áreas de coñecemento ao desenvolvemento sustentable, distinguindo as achegas da ecoloxía, principalmente a consideración da interdependencia entre sistemas naturais e humanos, así como a predominancia de criterios ambientais nos procesos de decisión; a economía, destacando fundamentalmente a internalización de externalidades ambientais<sup>11</sup>, o planeamento, introducindo compoñentes ambientais nas estratexias de desenvolvemento do territorio) e as ciencias sociais e políticas (reformulando os procesos de decisión política e legislando para o desenvolvemento de medidas de xustiza, equidade social e preservación dos recursos)

---

**11** Fidélis non ten en conta as contribucións da economía ecolóxica, corrente á que nos referiremos posteriormente.

A perspectiva substantiva diferencia tres alternativas, considerando o papel do crecemento económico no desenvolvemento sustentable. Deste modo, incídese nun debate relevante en canto a operatividade do concepto e o deseño das estratexias para o seu logro.

A primeira, denominada moderada, ve posible o logro do desenvolvemento sustentable sen a realización de grandes cambios no modelo de crecemento actual, de modo que os instrumentos convencionais de política ambiental serían suficientes para lograr os obxectivos ambientais establecidos. Esta posición é defendida en traballos como Barbier et al., (1990).

Unha segunda denominada intermedia, viría a recoller as teses do informe Brundtland, sendo defendida por autores como Commoner (1990) ou Norgaard (1992). Dende esta perspectiva o logro dun desenvolvemento sustentable requiriría modificacións que, na súa maioría van máis alá dos que permiten alcanzar os instrumentos convencionais, debendo realizar cambios estruturais no modelo de crecemento económico, promovendo a conservación dos recursos nun ámbito onde o crecemento económico estaría permitido.

A terceira perspectiva denominada radical, estaría asociada a correntes ecocentristas que defenden unha ruptura co modo de funcionamento das sociedades occidentais actuais, renunciando ao crecemento económico (Fidélis, 2001). Aquí poderían incluírse as contribucións de autores como Ehrlich (1968), Schumacher (1973), Dumont (1973), Daly (1977; 1990), Meadows et al. (1991) ou Wackernagel e Rees (1996).

### **1.1.4.1. *Sutentabilidade débil e sustentabilidade forte***

Unha das cuestións que explican as diferenzas entre as tres alternativas dentro da perspectiva substantiva é a substituíbilidade entre os diferentes tipos de capital. O debate xorde baixo a premisa de que o benestar das xeracións futuras baséase no mantemento do *stock* de capital total dunha economía, habitualmente dividido en catro tipos de capital (Cadro 1.1).

O capital social inclúe os activos institucionais e culturais dunha sociedade; o capital manufacturado é aquel creado polo ser humano mediante medios de produción; o

capital humano abrangue as inversións en coñecemento humano, educación, capacidade intelectual e protección á persoa (Martín Palmero, 2004)<sup>12</sup>.

**Cadro 1.1. O stock de capital dunha economía**

$$K_t = K_s + K_m + K_h + K_n \quad [1]$$

$K_t$ : Capital total dunha economía.

$K_s$ : Capital social

$K_m$ : Capital manufacturado

$K_h$ : Capital humano

$K_n$ : Capital natural

**Fonte:** Jiménez Herrero (2000) e Martín Palmero (2004).

O concepto de capital natural fai referencia ao *stock* de recursos naturais, incluíndo ademais os sumidoiros necesarios para soportar a economía humana e todas aquelas compoñentes da ecosfera que garanten a vida e as relacións entre elas (Wackernagel e Rees, 1997; Wackernagel et al., 2002a). Trátase dun capital internamente complexo, pois as relacións entre compoñentes son en rede e, en moitos casos, non existe a posibilidade de substitución (Ott, 2003)<sup>13</sup>.

De acordo á relación de substituíbilidade ou complementariedade entre os diferentes tipos de capital cabe distinguir, cando menos, dúas posicións diferentes. Dende a perspectiva da denominada sustentabilidade débil, asúmese que existe substitución entre os tres tipos de capital, de modo que unha economía será sustentable se o *stock* capital total non diminúa<sup>14</sup>. Desde este enfoque, a diminución no *stock* dun tipo de capital, por exemplo, o capital natural, pode ser compensada co incremento de calquera dos outros.

Esta aproximación baséase nalgúns supostos da economía neoclásica, ademais de formularse considerando un horizonte temporal limitado a un período de 50-60 anos

---

**12** Turner (1992) establece unha división maior, eliminando o capital social, que é substituído polo capital moral ou ético ( $K_e$ ) e o capital cultural ( $K_c$ ).

**13** Por exemplo, non se pode substituír solo fértil por aire limpo.

**14** Jiménez Herrero (2000) denomina a esta premisa a “Regra do Capital total Constante”.

(Stiglitz, 1997)<sup>15</sup>. A combinación da definición hicksiana de ingreso, o principio de consumo constante, o criterio de xustiza interxeracional rawlsiano, a regra de Hartwick e funcións de produción con elasticidade de substitución unitaria (Common e Perrings, 1992) constitúen os principais fundamentos empregados por Solow (1974ab, 1997) para establecer o modelo teórico no que se basea o criterio sustentabilidade débil.

A formulación de Fisher-Lindhal-Hicks considera a renda neta “*como a cantidade máxima que pode consumirse nun período determinado sen reducir o valor do capital ou os gastos de consumo en futuros períodos*” (Martín Palmero, 2004, 41). Esta premisa leva a Solow (1974ab, 1986,) a definir a utilización sustentable dos recursos en función do gasto en consumo real constante (Common e Perrings, 1992; Martín Palmero, 2004).

Asumindo un *stock* de capital homoxéneo, o que implica posibilidades de substitución perfectas, a regra de Hartwick establece que o consumo podería ser constante nun contexto de redución dos recursos non renovables, só se as rendas derivadas dun uso intertemporal eficiente (máximo rawlsiano operando entre xeracións) deses recursos son reinvestidos en capital reproducible (Turner, 1992). Trátase da compensación da depreciación do capital total, independentemente da súa orixe.

O criterio de sustentabilidade débil é, obxecto de diferentes críticas.

A vinculación da sustentabilidade dos recursos co gasto real, asume que o benestar económico, ou utilidade, na terminoloxía neoclásica, identificado, neste caso, co consumo, é unha fin en si mesma. Neste esquema, o medio ambiente só é un instrumento para obter recursos para o consumo humano. Os humanos somos considerados *Homo economicus*, (Daly e Cobb jr., 1989) e non seres vivos que precisamos de produtos biolóxicos para subsistir. A simple caracterización das preferencias individuais poñendo a énfase na substitución dos bens e servizos consumidos, omite principios da psicoloxía e bioloxía que determinan o comportamento humano. Ao centrarse exclusivamente na obtención de recursos non renovables, óbviose a existencia de sistemas biolóxicos complexos e as relacións entre as súas partes (Ayres et al., 1998).

Non se considera que os ecosistemas subministran recursos naturais e sumidoiros

---

**15** A consideración dese horizonte temporal é relevante para manter a substibilidade entre os diferentes tipos de capital (Stiglitz, 1997).

imprescindibles para sustentar as actividades económicas, o que implicaría o recoñecemento explícito “*dunha dependencia obrigada da produtividade dos servizos proporcionados pola ecosfera*” (Wackernagel e Rees, 1996). A natureza proporciona elementos básicos para a vida humana: enerxía, madeira, fibras para roupa, comida, auga, ademais de sumidoiros para os refugallos e distintos tipos de servizos e funcións que non pasan por mercado ningún (control da erosión, regulación do clima, etc.). Unha parte do capital natural proporciona bens e servizos que son insubstituíbles e cuxa perda leva asociados distintos riscos (Ayres, 2007) <sup>16</sup>.

Obviase, ademais, a relación de dependencia biofísica existente entre o capital natural e o manufacturado: as máquinas, ferramentas e instalacións empregadas na produción de bens e servizos precisan de recursos e enerxía obtidos do capital natural (Martín Palmero, 2004): a existencia de capital natural, é imprescindible para obter capital manufacturado.

As particularidades do capital natural e a relación de dependencia entre capitais, contradín dúas asuncións realizadas polos defensores da sustentabilidade débil: a homoxeneidade dos diferentes capitais e a propia substituíbilidade. Ao existir un tipo de capital natural que proporciona bens e servizos imprescindibles, non existe homoxeneidade entre as diferentes clases. A heteroxeneidade supón un incumprimento importante do modelo neoclásico, sobre todo tendo en conta que transformación de capital natural en capital manufacturado, e, polo tanto, a perda dos bens e servizos insubstituíbles que proporciona, adoita ser irreversible (Ayres et al., 1998). A consideración das implicacións das leis da termodinámica nos procesos e, particularmente, a segunda lei da termodinámica <sup>17</sup> (Georgescu-Roegen, 1971) reforzan este argumento, pois o consumo de recursos non renovables implica a diminución do *stock* de capital natural con baixa entropía

Por outro lado, o criterio de sustentabilidade débil non fai referencia algunha a ni-

---

**16** Ayres (2007) realiza unha completa exposición dos principais elementos proporcionados pola natureza esenciais para a vida humana, incidindo nas posibilidades de substitución. Destácase, por exemplo, a dependencia das plantas, tanto para pechar o ciclo do carbono-osíxeno, como para producir moléculas complexas de carbono, fundamentais para a obtención de celulosa, graxas e proteínas.

**17** A enerxía presente nun recurso dispérsase coa súa utilización e a calor dispersada non pode empregarse de novo como se usara orixinarialmente, polo que a capacidade de reutilización diminúe, aumentando a entropía e limitándose a posibilidade de novos usos (Georgescu-Roegen, 1971).

veis de capital, centrándose no estudo dos cambios ou compensacións (Ayres et al., 1998). Isto propicia que países sen, por exemplo, ningún recurso natural poderían ser sustentables, si se producen as compensacións necesarias. As particularidades do capital natural invalidarían a substituíbilidade como regra xeral, pois os elementos que forman o *stock* total de capital natural, non son homoxéneos nin necesariamente substituíbles (Daly, 1990). Desde outro punto de vista, a regra da sustentabilidade débil impide cumprir a premisa de que as xeracións futuras poidan dispoñer do mesmo benestar que as presentes, pois non se garante a existencia de capital natural e, polo tanto, dos seus beneficios (Ott, 2003).

Finalmente, cabe destacar que os defensores da sustentabilidade débil asumen un optimismo tecnolóxico que non é posible garantir a longo prazo, pois un erro nas previsións da capacidade da tecnoloxía para substituír todas e cada unha das funcións, servizos e recursos que proporcionan os ecosistemas, provocaría unha destrución irreversible da base de recursos que dispoñemos e da propia civilización (Costanza, 1997; Ott, 2003)<sup>18</sup>.

Estas críticas posibilitan que algúns autores partidarios da sustentabilidade débil (Barbier e Markandya, 1990; Pearce e Turner, 1995) introduzan algunhas restricións a substitución entre capital natural e manufacturado, co obxectivo de preservar unha parte do capital natural en termos físicos (Turner, 1992). Non obstante, mantense unha boa parte das premisas da análise neoclásica, incluíndo valoracións do capital esencialmente monetarias<sup>19</sup>.

A alternativa contraria á sustentabilidade débil é a denominada sustentabilidade for-

---

**18** O acontecido na illa Nauru, constitúe un caso claro en contra da sustentabilidade débil. A explotación dos seus recursos mineiros permitiu aos seus habitantes acadar un alto nivel de vida, que redundou nunha maior demanda de recursos naturais e a destrución dos ecosistemas da illa. As rendas acumuladas permítenlle aos habitantes de Nauru importar a auga e os alimentos que precisan, o que non evita a perda de calidade e esperanza de vida.

**19** Turner (1992) denomina á versión neoclásica da sustentabilidade “sustentabilidade moi débil” ou “sustentabilidade de Solow”, reservando a denominación “sustentabilidade débil para esta proposta”. Así mesmo, Serageldin e Steer (1994), Serageldin (1996ab) propoñen o concepto de sustentabilidade sensible. Neste caso, deféndese o mantemento dunha combinación de tódolos os tipos de capital, sendo preciso a determinación dun *stock* mínimo de cada un. Deste modo “*recoñécese a complementariedade dos catro tipos de capital, ademais das súas posibilidades de substitución, determinadas polas diferenzas entre os stocks reais dos diferentes tipos e os mínimos indispensables previamente definidos*” (Martín Palmero, 2004, 48-49).

te. Esta perspectiva parte da consideración da economía como subsistema doutro máis grande, a ecosfera ou, o que é o mesmo, o recoñecemento de que os ecosistemas subministran recursos naturais e sumidoiros imprescindibles para sustentar as actividades económicas. Implica o recoñecemento explícito dunha dependencia obrigada da produtividade dos servizos proporcionados pola ecosfera (Wackernagel e Rees, 1996). Desde esta perspectiva, o capital natural proporciona *inputs* esenciais, tanto para a produción económica como para o benestar humano, sen que poidan ser sempre substituídos por capital físico ou humano (Ayres et al., 1998). A sustentabilidade forte defende que para que unha economía sexa sustentable cómpre que o seu capital natural non diminúa<sup>20</sup>, avogando pola complementariedade, e non substitución, entre os distintos tipos de capital (Daly e Cobb jr., 1989). De aí que sexa preciso manter un *stock* mínimo de diferentes tipos de capital, condición necesaria para manter un fluxo continuado de bens e servizos.

Algúns problemas relacionados con este criterio relaciónanse coa dificultade de definir e medir o capital natural e, sobre todo co establecemento do nivel de capital natural crítico que se debe manter (Jiménez Herrero, 2000; Martín Palmero, 2004). A asunción de que a humanidade se atopa nos límites da sustentabilidade leva a algúns autores a adoptar un enfoque precautorio, asumindo a necesidade de manter o capital natural ao seu nivel actual ou por riba del (Costanza, 1997). O deseño de indicadores coherentes con este principio é un requisito para que o criterio sexa operativo.

A diferenciación entre sustentabilidade débil e forte dou lugar a, cando menos, dous paradigmas diferentes. O primeiro, formúlase dende a racionalidade da economía estándar, mentres que o segundo está baseado na lóxica da termodinámica (economía da física) e da ecoloxía (economía da natureza).

As diferenzas en canto ao método e ferramentas analíticas empregadas son relevantes, dando lugar a dúas correntes importantes dentro do pensamento ambientalista. O primeiro paradigma é defendido pola economía ambiental ou do medio ambiente. Aplica a teoría económica tradicional aos problemas ecolóxicos, incorporando variables ambientais aos modelos económicos, mais sen saírse do universo monetario. No segun-

---

20 Isto é o que se denomina a regra do capital natural constante.

do, adoptado pola economía ecolóxica, óptase por un enfoque multidisciplinar, concibindo o sistema económico como parte da biosfera, e non como unha fin en si mesma. Cuestiónase a valoración exclusivamente monetaria dos recursos naturais, sendo preciso a adopción dunha perspectiva holística do mundo e unha análise integradora, que supere os límites que establecen as diferentes disciplinas e aproveite as sinerxias do coñecemento compartido<sup>21</sup>.

#### **1.1.4.2. Sustentabilidade forte e moi forte**

A diferenciación entre a sustentabilidade forte e moi forte permite avanzar un paso máis á hora de dar contido ao concepto de desenvolvemento sustentable.

A diferenza entre ambas radica na consideración dunha cuarta Lei da Termodinámica (Ayres, 1999). De acordo a Georgescu-Roegen (1971) a transformación de materiais require de enerxía dispoñible, de modo que aqueles con baixa entropía se converten en materiais con alta entropía. Independentemente da capacidade dos humanos para utilizar os recursos naturais<sup>22</sup>, nun planeta finito, a cantidade de recursos con entropía baixa dispoñible é limitada. Considerando que nos procesos produtivos sempre hai perdas de entropía, nunca pode haber reciclaxe que sexa o 100% de eficiente. Isto leva a propoñer unha cuarta Lei da Termodinámica, que incidiría que nun sistema pechado en relación á materia, pero aberto en canto á enerxía recibida, a reciclaxe total é imposible (Georgescu-Roegen, 1971, Daly, 1992).

De aí que nun planeta limitado, tanto en canto a fontes como á súa capacidade de absorber refugallos, a sustentabilidade forte sexa incompatible cun crecemento económico indefinido, pois este acabaría por consumir o capital natural do planeta a un ritmo maior do que se rexenera.

---

**21** Existe tamén unha terceira corrente, a economía institucional, que “relativiza os óptimos formulados pola economía estándar, ao estar condicionados polos dereitos de propiedade e as regras do xogo que impón o marco institucional, tratando de identificar aqueles marcos cuxas solucións se adaptan mellora o logro de conservación de obxectivos do patrimonio natural ou a calidade ambiental socialmente formulados” (Naredo, 2006, 14).

**22** Zimmermann (1933) destacou que a utilidade e a capacidade de uso polos humanos, e non as características do elemento en cuestión, confiren o *status* de recurso.

A consideración desta premisa introduce no debate a escala ou tamaño físico da economía (Daly, 1977; Daly e Cobb jr., 1989). Para algúns autores, non é posible o crecemento indefinido (Daly, 1992, Costanza, 1997), sendo necesario un estado estacionario, baseado no crecemento cero da poboación e do consumo material. A estacionariedade implica un desenvolvemento cualitativo, minimizando o consumo de enerxía, o uso de recursos e a xeración de refugallos (Daly e Cobb jr., 1989).

Inda aceptando a maior parte do esquema proposto por Georgescu-Roegen, Ayres (1999, 2007) considera que o factor que limita a reciclaxe é a cantidade de enerxía. Existindo a enerxía necesaria, no noso planeta a enerxía solar, é posible a reciclaxe cunha eficiencia do 100%, mediante o que se denomina procesos de recuperación secundaria. A consideración da entropía nos procesos económicos non implicaría a imposibilidade da reciclaxe total senón que *“non todos os materiais na Terra poden ser utilizados á vez porque sempre haberá un sumidoiro de determinado tamaño”* (Ayres, 1999, 475).

A formulación de Ayres (1999, 2007) non aclara algunhas cuestións, relativas á viabilidade económica da súa proposta. Incluso existindo a tecnoloxía necesaria para reciclar refugallos de alta entropía, a cantidade de enerxía e materiais precisa para a reciclaxe sería elevada e a súa viabilidade económica, dubidosa. Un risco adicional sería que o proceso de reciclado precisase máis enerxía que a contida nos materiais reciclados (Daly, 1992). En todo caso, de demostrarse a veracidade da cuarta Lei Termodinámica, o crecemento económico e desenvolvemento sustentable non serían compatibles.

A orixe da crise medioambiental mundial está no elemento distintivo do sistema capitalista: o crecemento económico. A relación de dependencia existente entre o capital manufacturado e o capital natural ou, si se quere, a necesidade de recursos naturais para producir, imposibilita que os procesos de acumulación capitalistas se manteñan indefinidamente, nun contexto onde a cantidade de recursos de baixa entropía dispoñible é limitada, a reciclaxe total non é posible, e os sumidoiros ambientais tenden a saturarse.

Debemos ter en conta que a posibilidade de substituír de recursos naturais non renovables por renovables, non sempre posible (Daly, 1997ab)<sup>23</sup>, vese limitada por unha

---

**23** Solow (1997) alude a esta posibilidade para xustificar o criterio de sustentabilidade débil.

xestión insustentable dos segundos, contribuíndo ao seu esgotamento, como sucedeu con algunhas pesqueiras. O hipotético desenvolvemento de tecnoloxías capaces de conseguir a reutilización de recursos de alta entropía podería permitir dispoñer de recursos útiles de modo indefinido. Ademais de non ter a seguridade de que isto vaia suceder, non evitaría a destrución dos ecosistemas e, polo tanto, a ausencia dos servizos imprescindibles que proporcionan.

A dimensión da economía non pode ser infinita, existindo unha capacidade de carga planetaria que non se debe superar. O logro dun desenvolvemento sustentable ou perdurable a longo prazo, pasa por tanto, por transformacións sociais profundas, tendentes a lograr que a carga do planeta se adecúe á capacidade dispoñible. Tal e como sinala Naredo (2006, 106), *“non cabe corrixir, de forma significativa o problema ambiental sen modificar as regras do xogo que hoxe orientan a evolución do comercio e das finanzas no mundo, sen cuestionar a mitoloxía do crecemento que as ampara. Ambos xeran, distribúen e orientan a capacidade de compra sobre o planeta que move a extracción de recursos e a emisión de residuos característica da sociedade industrial, ocasionando o crecente deterioro ambiental”*.

### **1.2. O USO DE INDICADORES PARA A MEDICIÓN DO DESENVOLVEMENTO SUSTENTABLE**

Dende o momento en que se asume que é necesario realizar cambios no modelo de desenvolvemento tendentes a que o benestar poda ser mantido a longo prazo, xorde a necesidade de elaborar ferramentas que permitan valorar se os cambios propostos teñen os efectos agardados e en que medida o fan. Trátase *“de poñer en funcionamento sistemas prácticos de contabilización, compatibles e baseados nos principios de desenvolvemento sustentable, a través dos cales se constata o o cumprimento dos mesmos”* (Martín Palmero, 2004, 54).

O estudo desas ferramentas ou indicadores, é o obxecto deste epígrafe. Nel, realizamos unha breve revisión da literatura sobre o tema, co obxectivo de afondar na precisión do concepto de indicador, incidindo nas particularidades de aqueles relacionados co desenvolvemento sustentable.

### 1.2.1. O concepto de indicador

Os indicadores son habitualmente empregados na vida cotián de calquera cidadán, coa finalidade de controlar sistemas complexos que resultan relevantes para os humanos (Meadows, 1998)<sup>24</sup>. Sen embargo, nin o concepto nin a terminoloxía empregada ao seu redor están todo o claros que deberan (Bakkes et al., 1994), existindo confusión incluso entre os expertos no tema (Escobar, 2006). Neste traballo, interésanos avanzar na definición conceptual do termo, destacando a súa utilidade ou funcións principais, ademais das características desexables. Pretendemos que esta breve caracterización teórica sexa de utilidade á hora de, posteriormente, introducir neste traballo os indicadores relacionados co desenvolvemento sustentable.

Gallopín (1997a, 2006), apunta unha primeira cuestión a resolver, relacionada coa delimitación conceptual do termo. Este autor sinala a falla de consenso a respecto da súa definición, no sentido de que pode ser caracterizado de moitas formas diferentes: unha medida do comportamento do sistema en termos de atributos relevantes (Holling et al., 1978), unha medida que resume información relevante en relación a un fenómeno particular (McQueen e Noak, 1988), unha variable relacionada hipoteticamente coa variable estudada (Chevalier et al., 1992); e un parámetro, ou un valor derivado de parámetros (OECD, 1993).

Unha definición que pode servir como punto de partida para aclarar esta cuestión sería a que define aos indicadores como *“instrumentos que contribúen á comprensión dun fenómeno por medio de indicios ou sinais, polo xeral unha magnitude cuantificada”* (Martínez Cortiña, 1980).

Os indicadores xorden ante a existencia de sistemas complexos que se desexan comprender e controlar. A comprensión xustifícase pola necesidade de adoptar decisións a respecto do sistema estudado, sendo precisas ferramentas que representen co-

---

**24** Nalgúns casos, os indicadores empréganse de modo intuitivo: a cor do ceo pode ser empregada para obter información do tempo; as nais están atentas ao nivel de actividade dos seus fillos, os médicos empregan a temperatura corporal como indicador da saúde... (Meadows, 1998). Noutros casos, os indicadores requiren un proceso de elaboración complexo, adecuado á realidade estudada (por exemplo, o PIB é un indicador da capacidade de produción dunha economía).

rectamente a realidade obxecto de estudo. Independentemente do ámbito no que se aplique, un indicador debe ser capaz de ofrecer información relevante a respecto do sistema estudado, sendo sensible aos cambios que experimente ao longo do tempo.

Así, os indicadores poden ser unha ferramenta importante na comunicación de información a respecto da realidade estudada. Facilitan o acceso á información ás partes interesadas, o que é fundamental para poñer en marcha o proceso de toma de decisións.

Esta última característica nos leva a desbotar a idea de que un indicador sexa un parámetro ou unha medida, pois é algo máis que un valor concreto: os indicadores posúen unha significación sintética, podendo ser usados para suxerir vías posibles para a consecución dos obxectivos marcados (González Laxe, 2007).

De aí que compartamos a idea de que os indicadores son variables, cualitativas ou cuantitativas (Gallopín, 1997a, 2006; Quiroga 2001, González Laxe, 2007):

*“Un indicador é máis que unha estatística, é unha variable que en función do valor que asume nun determinado momento, ten diferentes significados que non son aparentes inmediatamente, e que os usuarios descodificarán, máis alá do que amosan directamente, porque existe un construtor cultural e de significado social que se asocia ao mesmo”* (Quiroga, 2001, 114).

Os indicadores son variables, que se deben asociar a un atributo do sistema que sexa relevante para a toma de decisións (Gallopín, 2006). Doutro modo, as decisións en base ao indicador non serán efectivas. A súa interpretación non está exenta de subxectividade, sendo posible conferir a certos estados unha significación especial a partir de certos xuízos de valor. Estes estados específicos convértense así en limiares, estándares, normas, metas ou valores de referencia (Gallopín, 1997a).

É importante destacar que os indicadores non son unha fin en si mesmos, senón que son un medio para unha fin, consistente na mellora da toma de decisións. O seu propósito é amosar un cambio, pero non necesariamente recoller tódolos aspectos do cambio (Segnestan, 2002), moitas veces tarefa imposible para un único indicador. De aí que os indicadores desexables son variables que agregan ou simplifican información relevante, facendo visibles fenómenos de interese, e permitindo a cuantificación, medición e comunicación de información relevante (Gallopín, 1997b).

Tendo en conta isto, algúns dos atributos que debe posuír un bo indicador son os seguintes.

1. *Relevancia.*- A capacidade para amosar os efectos principais das actividades estudadas (MMA, 1996; Gallopín, 2006).
2. *Robusteza.*- Incluindo os seguintes atributos:
  - *Defendible teoricamente.*- Baseado en asuncións probadas e contrastables (Moffat et al., 2001)
  - *Fiabilidade.*- En termos de reflectir con precisión a realidade e os seus cambios (Bermejo, 2001); ser reproducible, no sentido de que os resultados sexan os mesmos nunha mesma situación (Moffat et al., 2001).
  - *Sensibilidade.*- Ou capacidade de recoller as modificacións do sistema estudado (Gallopín, 1997a)
  - *Comparabilidade.*- Que permita coñecer a súa evolución no tempo (MMA, 1996; Bermejo, 2001).
3. *Viabilidade.*- A viabilidade relaciónase con dúas cuestións:
  - *Viabilidade técnica.*- Que o método de cálculo sexa o suficientemente simple para a súa estimación con software accesible (por exemplo, follas de cálculo) e que estea claramente definido, para evitar ambigüidades (Moffat et al., 2001).
  - *Disponibilidade de datos.*- O indicador debe basearse en datos que non sexan excesivos, caros ou difíciles de obter, ou non poidan ser medidos. É positivo que os datos necesarios estean dispoñibles para outros propósitos (Moffat et al., 2001; Gallopín, 2006)
  - *Capacidade de comunicación.*- Que o indicador sexa facilmente comprensible polas partes interesadas. Esta característica vese favorecida si se trata dunha medida simple conceptualmente e de fácil cálculo (Bermejo, 2001; Moffat et al., 2001).
4. *Utilidade para os decisores.*- Neste caso, considéranse positiva a capacidade do indicador para: a) identificar obxectivos; b) identificar tendencias; c) predicir e modelar; d) ser aplicado a distintos niveis (Moffat et al., 2001).

En canto as funcións que poden desempeñar, existen cando menos tres que son aplicables á maioría de indicadores (OECD, 1997).

- *Simplificación.*- Representar a realidade que describen reducindo o número de compoñentes.
- *Cuantificación.*- Medir a realidade estudada. No caso dos indicadores cualitativos deberán, polo menos, ser capaces de establecer unha escala en base á cal se poda realizar unha ordenación.
- *Comunicación.*- Transmitir información referente ao obxecto de estudo.

### **1.2.2. Os indicadores relacionados co desenvolvemento sustentable**

O debate existente arredor do contido do termo desenvolvemento sustentable mantense á hora de afrontar a súa medición, sen que exista consenso a respecto do modo de afrontar o seu contraste empírico. Neste caso, o debate inclúe cuestións diversas, desde aquelas relativas á definición e denominación do propio concepto de indicador, a determinación dos indicadores a empregar, o modo de avaliar a sustentabilidade, ou o establecemento de criterios de sustentabilidade.

#### **1.2.2.1. Sobre o concepto, utilidade e a denominación**

O Programa de Acción para o Desenvolvemento Sustentable, adoptado na conferencia de Nacións Unidas sobre Medio ambiente e Desenvolvemento, en Río de Xaneiro en 1992, recoñece a necesidade dun maior coñecemento do estado medioambiental do planeta (Segnestan, 2002), facendo un chamamento a países, organizacións gobernamentais e non gobernamentais para a elaboración dos instrumentos adecuados para avanzar na aplicación dos principios de sustentabilidade (González Laxe, 2007). Eses instrumentos son comunmente denominados indicadores desenvolvemento sustentable/sustentabilidade. Na actualidade, a elaboración de ferramentas que ofrezan unha base sólida para a toma de decisións a tódolos niveis é unha prioridade para o logro do desenvolvemento sustentable (UN, 2007).

A definición previa do concepto de indicador facilita a aproximación aos indicadores relacionados co desenvolvemento sustentable. Se os indicadores son variables relativas a un atributo que definen ou, cando menos, recollen información relevante do sistema estudado, os indicadores relacionados co desenvolvemento sustentable terán a particularidade de ser variables relacionadas con cuestións clave para o logro do benestar económico, social, medioambiental e institucional da sociedade. Non obstante, existen diferentes definicións relativas a este tipo de indicadores.

Para Quiroga (2001, 9) *“os indicadores de desenvolvemento sustentable poden interpretarse como un sistema de sinais que facilitan a avaliación do progreso dos nosos países e rexións cara o desenvolvemento sustentable [...]. Informan ou sinalan avances e retrocesos, permitindo a obxectivización unha avaliación sobre o grado de progreso cara o obxectivo de acadar a mellora da produtividade económica, a equidade social, o desenvolvemento institucional e participativo, e a preservación das funcións ecosistémicas da calidade de vida”*.

Desde outra perspectiva incídese en que a súa finalidade *“é indicar se as actividades humanas, o uso de recursos naturais ou determinadas funcións ambientais poden considerarse sustentables de acordo a algún criterio de sustentabilidade ad hoc. Este tipo de indicadores miden a fenda entre o desenvolvemento actual e o definido como sustentable”* (Opschoor e Reijnders, 1991).

Outras definicións son específicas dos indicadores relacionados cunha vertente do desenvolvemento sustentable. De acordo a MMA (2000), *“ un indicador ambiental é unha variable que foi socialmente dotada dun significado engadido ao da súa propia configuración científica, coa fin de reflectir de forma sintética unha preocupación social con respecto ao medio ambiente e inserila coherentemente no proceso de toma de decisións”* (MMA, 2000).

En canto a utilidade deste tipo de medidas, as funcións expostas no apartado anterior para os indicadores son válidas neste caso. Dende unha perspectiva de xestión ambiental máis relacionada co desenvolvemento sustentable, existen tres funcións a destacar: a) o subministro de información sintética para poder coñecer e avaliar as dimensións dos problemas; b) o establecemento de obxectivos; c) o control do cumprimento dos obxectivos; d) o incremento do grao de conciencia cidadán a respecto dun determinado problema (Bermejo, 2001).

A definición de Quiroga (2001), é coherente coa definición de indicador xa exposta, incorporando, ademais, dúas cuestións que consideramos oportuno destacar. A primeira fai referencia á denominación empregada para referirnos a este tipo de indicadores. A segunda, á medición do progreso cara os obxectivos marcados.

En relación á denominación, é habitual referirse aos indicadores que avalían cuestións relacionadas co desenvolvemento sustentable como indicadores de “desenvolvemento sustentable”, ou de “sustentabilidade” (Wackernagel e Rees, 1996; Bermejo, 2001; UN, 2007; Malkina e Yuri, 2008). A maiores existen outras denominacións, como, “indicadores para a sustentabilidade do desenvolvemento” (Prieto, 2003) se ben o seu uso é moito menor. A pesares da aceptación maioritaria das dúas denominacións máis difundidas, existen algunhas cuestións terminolóxicas sobre as que convén deterse.

O desenvolvemento sustentable ten diferentes vertentes (social, ambiental, económica e institucional). Ten sentido pensar que os indicadores de desenvolvemento sustentable abranguen cuestións relacionadas con calquera das catro perspectivas.

Así, a asociación dos diferentes tipos de indicadores coa vertente específica coa que están relacionados permite distinguir entre aqueles relacionados co desenvolvemento sustentable. Deste modo, diferenciaríamos entre indicadores de sustentabilidade ambiental (por exemplo, consumo de enerxía, emisións de CO<sub>2</sub>... social (taxa de alfabetización, acceso á vivenda...) económica (renda *per cápita*, PIB...) e institucional (gasto en I+D sobre o PIB, índice de percepción de corrupción...).

A clasificación dos indicadores de acordo ás catro dimensións do desenvolvemento sustentable non constitúe unha novidade importante, pois propón unha asociación lóxica entre a ferramenta e o obxecto da medición. Sen embargo, non está sempre explícita na literatura sobre o tema, ben por considerarse tan obvia que non é necesario expoñela ou, ben porque non se comparte.

Os indicadores de sustentabilidade, sen unha maior especificación, adoitan facer referencia aos de desenvolvemento sustentable (Castro Bonaño, 2002; González Laxe, 2007) ou, noutros casos, aos de sustentabilidade ambiental (Quiroga, 2001).

A clarificación do significado das dúas denominacións, indicadores de desenvolvemento sustentable e indicadores de sustentabilidade, é unha cuestión relevante, sobre a que, na nosa opinión, non se incide todo o que se deba.

Ningunha das dúas opcións nos parecen de todo precisas. A nosa discrepancia xorde dende o momento en que os termos sustentable e sustentabilidade, levan implícito un determinado criterio, non presente no concepto de indicador, tal e como se definiu anteriormente.

Son os usuarios os que dan sentido aos valores que reflicten os indicadores acadando, nalgúns casos, un significado social (Quiroga, 2001). A falla de consenso a respecto do que é ou non sustentable xera a necesidade de establecer este tipo de criterios. Sen embargo, o feito de que sexa necesario realizar unha interpretación do indicador non ten por que implicar que o propio criterio forme parte del. Por outro lado, os diferentes usuarios poden establecer diferentes criterios en función das características do sistema estudado.

O uso de indicadores relacionados co medio ambiente, a economía, ou as cuestións sociais e institucionais non é específico do estudo do desenvolvemento sustentable. Por exemplo, o Dicionario Económico e Financeiro Bernard, Colli e Lewandowski define aos indicadores económicos *“como un índice en cifras que indican a evolución de certa magnitude económica e financeira, importante tanto para a condución ou dirección da política económica en xeral, como para a análise dos seus resultados”* (Bernard et al., 1981). Igualmente, cabería falar de indicadores medioambientais, sociais e institucionais.

Se ben desde a nosa perspectiva substituiríamos “índice en cifras” por “variables”, o certo é que, de acordo a esta definición, a taxa de desemprego, ou os salarios medios *per cápita* serían indicadores económicos. Estes indicadores son considerados indicadores de desenvolvemento sustentable e, especificamente, de sustentabilidade económica (UN, 2007). ¿É necesario referirnos a eles deste modo, cando a sustentabilidade non ten porque ser algo inherente ao propio indicador?. Na nosa opinión a resposta é negativa, sendo máis axeitado destacar que a medición do desenvolvemento sustentable implica o uso de indicadores económicos, medioambientais, sociais e institucionais. A sustentabilidade virá delimitada a partir do establecemento dun criterio ou un valor de referencia que será contrastado consultando os valores acadados.

De feito, na literatura científica non existe consenso a respecto da denominación empregada. Nalgúns casos, son usadas indistintamente diferentes denominacións (indicadores medioambientais, indicadores de sustentabilidade ambiental...), sen manifestar de forma explícita as diferenzas. Outros autores establecen distincións entre in-

dicadores medioambientais e desenvolvemento sustentable, “os indicadores de desenvolvemento sustentable ou sustentabilidade están emparentados coa ampla familia de indicadores medioambientais [...] e inclúen unha determinada conceptualización do desenvolvemento sustentable” (Castro Bonaño, 2002, 2006).

Neste sentido, Meadows (1998) sinala diferenzas específicas entre indicadores medioambientais e sustentabilidade, afirmando que os primeiros chegan a ser os segundos ao incorporar prazos, límites, ou obxectivos. Opschoor e Reijnders (1991) establecen unha distinción similar, sinalando que os indicadores de sustentabilidade son máis que unha simple medida das condicións e presións medioambientais, senón que ofrecen información relativa á capacidade do planeta de afrontarlas a longo prazo.

Para Durán Barros (2006), os indicadores ambientais están relacionados coa protección do medio ambiente, mentres os indicadores de desenvolvemento sustentable “tentan mostrar os avances nas actividades económicas que son compatibles coa sustentabilidade ambiental dun territorio concreto” (Durán Barros, 2006, 44). No primeiro caso, o medio ambiente é unha vítima das actividades humanas, mentres que no segundo, o indicador tenta amosar a capacidade do medio ambiente de xerar oportunidades económicas e de calidade de vida.

Opinamos que a propia medición do progreso cara un obxectivo marcado, a segunda cuestión destacable da definición de indicador de Quiroga (2001), pode actuar como criterio de sustentabilidade. Algúns dos valores poden ter o carácter de obxectivo a acadar. Estes obxectivos poden ser cualitativos, expresando unha dirección ou tendencia a seguir, ou referirse a un valor concreto (Gallopín, 1997b). Nunha ampla maioría de indicadores relacionados co desenvolvemento sustentable habitualmente empregados, non existe discusión a respecto da tendencia a seguir, pero si en canto aos valores concretos a acadar. Na medida en que a dirección cara a que se debe tender é a expresión dun criterio asumido socialmente, a maioría de indicadores medioambientais, sociais... van acompañados dun obxectivo, polo que a matización sinalada por Meadows, Opschoor e Reijnders, perdería unha boa parte do seu sentido<sup>25</sup>.

---

25 A redución das emisións de CO<sub>2</sub> expresaría un obxectivo desta natureza. Na medida en que esta asunción

Pode haber casos de indicadores cuxa elaboración responde a unha visión concreta da sustentabilidade, de modo que a propia definición do indicador ven acompañada dun criterio indicativo da sustentabilidade do sistema estudado. Neste caso, evitaríase a necesidade de establecer obxectivos, se ben pode cuestionarse a validez do indicador e do criterio seleccionado. En todo caso, a incorporación dun determinado criterio ou a complexidade na elaboración do indicador, non confiren utilidade na medición dos avances cara o desenvolvemento sustentable, acadada en función da adecuación á realidade que se quere medir.

De acordo a Durán Barros (2006), un mesmo indicador podería ser medioambiental ou de desenvolvemento sustentable, en función do uso que se lle dea, o que, na nosa opinión, engade incerteza á análise. Consideramos que a selección de indicadores realizada e os obxectivos e criterios establecidos en cada caso implican unha determinada conceptualización do desenvolvemento sustentable, o verdadeiro obxecto de debate. Unha única denominación, evita confusións derivadas do uso subxectivo de termos como desenvolvemento sustentable ou sustentabilidade, así como dunha determinada escolla de políticas económicas e medioambientais.

Por tanto, as ferramentas de medición do desenvolvemento sustentable, deberían denominarse indicadores medioambientais, económicos, sociais e institucionais. O establecemento dun criterio que permita avaliar se un determinado sistema é ou non sustentable, prazo, obxectivo, ou calquera outro valor acordado socialmente relativo ao indicador, é unha cuestión allea á ferramenta de medición. Este criterio pode ser formulado a distintos niveis, e incluso sen ser un obxectivo cuantitativo, permite utilizar os indicadores para comprobar si se está a seguir a dirección desexada.

Esta forma de proceder reduce as ambigüidades terminolóxicas habitualmente presentes na literatura<sup>26</sup>, separando o indicador do criterio adoptado en relación á susten-

---

existe, o indicador medioambiental “emisións de CO<sub>2</sub>” contribúe á avanzar cara a sustentabilidade ambiental si se observa que as emisións diminúen.

**26** Na medida en que case existen tantas clasificacións como autores, é doado referirse a un mesmo tipo de indicador con diferentes denominacións. Por exemplo, Quiroga (2001) diferencia entre indicadores ambientais e de desenvolvemento sustentable, identificando os primeiros aos indicadores de sustentabilidade ambiental elaborados a partires da década dos 80. O uso de clasificacións particulares sen previa explicación dificulta, en moitos casos, a comprensión do esquema metodolóxico proposto.

tabilidade. Igualmente, establece vínculos coa vertente do desenvolvemento sustentable correspondente, delimitando o ámbito de actuación do indicador.

Unha denominación xenérica podería ser referirse aos indicadores medioambientais, sociais, económicos e institucionais como “indicadores relacionados co desenvolvemento sustentable”.

### **1.2.2.2. Posibles clasificacións dos indicadores relacionados co desenvolvemento sustentable**

Os indicadores relacionados co desenvolvemento sustentable poden ser clasificados de diferentes maneiras. Algúns dos criterios empregados son expostos a continuación<sup>27</sup>.

Castro Bonaño (2002) distingue entre indicadores obxectivos e indicadores subxectivos ou cualitativos. Os primeiros son aqueles cuantificables de forma exacta, por exemplo, a taxa de desemprego. Os indicadores cualitativos baséanse en percepcións subxectivas da realidade difíciles de cuantificar, por exemplo, a percepción individual da paisaxe urbana, mais, ao mesmo tempo, precisas para completar o coñecemento da mesma.

O ámbito de aplicación é outro dos criterios habitualmente empregados para clasificar este tipo de indicadores, existindo unha ampla variedade de posibilidades. A súa aplicación a territorios ou poboacións de territorios (países, rexións, comunidades, municipios...) constitúe un dos usos máis estendidos, sendo o enfoque adoptado por diferentes organismos internacionais, como a Organización de Nacións Unidas, (UN, 2007).

Dende unha perspectiva similar, pero non idéntica, pódese diferenciar entre indicadores relacionados co desenvolvemento sustentable urbanos e rurais. Neste caso, cuestións como a elevada densidade de poboación, ou as características do territorio (concentración, nivel de urbanización...) son o criterio distintivo. Outros ámbitos nos que se habitualmente se aplican este tipo de indicadores son os proxectos (Segnestan, 2002); sectores económicos (Quiroga, 2001), actividades (GFN, 2006a) ou, por exemplo, organizacións e empresas (Holland, 2003).

---

<sup>27</sup> Algúns criterios sinalados a continuación non son específicos dos indicadores relacionados co desenvolvemento sustentable, senón que poden aplicarse para clasificar calquera tipo de indicador.

Quiroga (2001) e González Laxe (2007) realizan unha clasificación temporal, dos indicadores relacionados co desenvolvemento sustentable, considerando o momento de orixe. Os denominados de primeira xeración xorden nos anos 80, como indicadores medioambientais centrados tanto no estudo da sustentabilidade de sectores produtivos, como nunha única dimensión do medio ambiente (contaminación, recursos naturais...). Os indicadores de segunda xeración empezan a utilizarse a principios da década dos 90, e xa consideran as diferentes vertentes do desenvolvemento sustentable, adoptando unha perspectiva integradora que trata de *“conxuntar e complementar as dimensións social, ambiental, económica e institucional”* (González Laxe, 2007, 310). Finalmente, os de terceira xeración manteñen o interese nas catro dimensións, adoptando un enfoque diferente. Non se trata de elaborar un indicador que en base a un procedemento de agregación recolla as principais cuestións relacionadas co desenvolvemento sustentable, senón que se persigue definir un número limitado de indicadores relativos que abarquen todas as dimensións.

Martínez Alier (2004) establece outra distinción relevante, ao diferenciar entre indicadores monetarios e físicos. Os indicadores monetarios parten dos agregados macroeconómicos habitualmente empregados (PIB, RNB,...) introducindo correccións que permiten que a medición do desempeño económico teña en conta cuestións medioambientais. Exemplos destes indicadores serían o *“Índice de Benestar Económico Sustentable”* (ISEW), creado por H. Daly e J. Cobb ou o *“Indicador de Progreso Xenuíno”* (GPI), baseado no ISEW, pero con modificacións relativas ao método de cálculo introducidas por J. Cobb e Haslted (Bermejo, 2001, 276).

Gallopín (1997a) distingue entre indicadores cuantitativos e cualitativos. A pesares de que un dos obxectivos principais dos indicadores se relaciona coa cuantificación, existen tres situacións onde os indicadores cualitativos son preferibles aos cuantitativos: *“1) cando non existe información cuantitativa; 2) cando o atributo de interese no é cuantificable; 3) cando consideracións relacionadas cos custos da elaboración do indicador favorecen a súa aplicación”*(Gallopín, 1997a, 4).

A complexidade dos indicadores, medida considerando a necesidade dun método que sintetice o acontecido con diferentes atributos do sistema estudado, é tamén tida en conta á hora da súa clasificación (Castro Bonaño, 2002). Neste caso, existe unha

ampla variedade de denominacións (indicadores simples, desagregados, agregados, sintéticos, índices...).

Neste ámbito, parécenos relevante diferenciar dous tipos de indicadores. Os indicadores simples ou desagregados se elaboran a partir de medicións directas. Un exemplo serían as emisións de CO<sub>2</sub> presentes na atmosfera. Os indicadores complexos (Castro Bonaño, 2006), tamén denominados, agregados, sintéticos, ou índices, son obtidos a partir de varios indicadores simples. A súa construción implica a elaboración dun método (función matemática, sistema de ponderación...) (Herrera et al., 2006) que permita incorporar nun único indicador a información que recollen varios<sup>28</sup>.

Algúns autores inclúen clasificacións aplicables para os indicadores relacionados coa sustentabilidade ambiental.

Jacobs (1991) establece unha clasificación que diferencia dous tipos de indicadores en función dos elementos ambientais aos que se refiren. Os indicadores primarios miden as características de elementos ambientais chave, como solo, flora, recursos hídricos, diversidade de especies, etc. Os indicadores secundarios teñen como obxecto a medición da actividade económica que interfere nos indicadores primarios, como emisións contaminantes, urbanización do solo, explotación dos recursos, xeración de residuos...

A diferenciación entre indicadores de sustentabilidade ambiental forte é débil é outra clasificación á que debemos facer mención<sup>29</sup>. Resulta obvio, mais, en todo caso, certo, afirmar que os indicadores de sustentabilidade débil se constrúen en base os principios da sustentabilidade débil, mentres que os de sustentabilidade forte, de acordo aos principios de sustentabilidade forte. Isto significa que os primeiros introducen cambios nas ferramentas de medición empregadas habitualmente na análise económica convencional, coa finalidade de reflectir, dalgún modo, a importancia das cuestións medioambientais.

---

**28** A agregación e, por tanto, a complexidade, non implican ningún tipo de xerarquía. A utilidade do indicador dependerá do nivel ou escala no que se aplique, podendo ser os indicadores simples útiles e relevantes para a toma de decisións, en ámbitos onde non cabe agregación algunha (Gallopín, 2006).

**29** Martín Palmero (2004) avanza un paso máis no grao de detalle da análise, ao distinguir entre medidas de sustentabilidade forte, moi forte e débil e sensible, se ben son posteriormente son clasificados en dous grupos, forte e moi forte e débil e sensible.

Os indicadores de sustentabilidade forte parten da integración dos procesos socioeconómicos cos procesos ecolóxicos, baixo a premisa de que é necesario conservar un capital natural mínimo. Neste caso, a medición da sustentabilidade “*está directamente relacionada co volume e forma en que os fluxos de recursos materiais e enerxéticos de baixa entropía (alto valor) son extraídas do medio ambiente e se devolven ao mesmo tempo en forma de residuos de alta entropía (baixo valor) a través do sistema económico, mantendo a capacidade do ecosistema no tempo*” (Jiménez Herrero, 2000, 166).

Algúns autores sinalan a maior dificultade de elaborar indicadores de sustentabilidade forte, debido aos problemas existentes para establecer o limiar de capital natural mínimo (Martín Palmero, 2004), ademais de decidir se ese limiar é establecido para todas e cada unha das formas de capital natural (Jiménez Herrero, 2003). Sen embargo, ese tipo de problemas están máis relacionados coa determinación dun criterio de sustentabilidade, que coa propia elaboración de indicadores de sustentabilidade forte. A pegada ecolóxica (PE) ou a apropiación humana de produción primaria neta son indicadores elaborados en base aos criterios de sustentabilidade forte (HANPP) que acadaron unha notable difusión (Cano Orellana, 2004; OSE, 2009)<sup>30</sup>.

### **1.2.2.3. Selección de indicadores**

A selección do número indicadores a considerar á hora de estudar a sustentabilidade dun sistema está marcada pola existencia de dous obxectivos contraditorios: o uso dun maior número de indicadores permite recoller mellor as características da realidade estudada, mentres que un número excesivo, ademais de ser pouco manexable, implica a inclusión de diferentes obxectivos, dificultando a toma de decisións (Bermejo, 2001).

Nos primeiros anos de investigación, existía unha tendencia favorable á elaboración dun indicador xeral, que capturara as cuestións máis relevantes a respecto do des-

---

**30** Para outros autores, a PE sería una medida de sustentabilidade feble. Bartelmus (1994) avalía a sustentabilidade en base a tres estados: *output* (oferta), consumo (uso), e benestar (usuarios). Para cada un deles, distingue tres orixes (natureza, economía, e sistema social) clasificando aos indicadores relacionados coa sustentabilidade débil en base a eses dous criterios. Entre eles está a PE (Martín Palmero, 2004).

envolvemento sustentable “do mesmo modo que o índice *Financial Times stock Exchange (FTSE)* actuaba como barómetro da situación económica” (Moffat et al., 2001, 8). Algunhas das propostas neste sentido son expostas na Táboa 1.1.

**Táboa 1.1.** Algunhas propostas de indicadores xerais relacionados co desenvolvemento sustentable

Nome	Ano de creación	Indicador
Índice de benestar económico sustentable (ISEW)	1989	H. Daly e J. Cobb jr.
Indicador de desenvolvemento humano (HDI)	1990	Programa de Desenvolvemento das Nacións unidas
Indicador de progreso xenuíno (GPI)	1998	J. Cobb
Pegada ecolóxica <sup>31</sup>	1995	M. Wackernagel e W. Rees
Índice planeta vivo	1999	WWF
Índice de sustentabilidade ambiental (ESI)	2000	Yale Centre for Environmental Law and Policy e o International Earth Science Information Network

**Fonte:** Elaboración propia a partir de Herrera et al. (2006).

As razóns para considerar indicadores únicos adoitan basearse na idea de que, tanto os consumidores como os decisores, valoran positivamente a capacidade de síntese dun único indicador, especialmente se é doado de comprender. Pola contra, argumentase, que os indicadores únicos, non son necesarios, pois a) os decisores son capaces de manexar máis dun índice, b) implican un proceso de agregación para expresar diferentes tipos de impactos nunha única unidade común, sendo precisas diferentes transformacións, e perdéndose información relevante<sup>32</sup>; (Chambers, 2001); c) existen cuestións ambientais que imponen restricións individualmente, e o proceso de agregación as limita a só unha. A compensación de diferentes aspectos positivos e negativos, pode provocar que o índice oculte máis cuestións das que amosa (Moffat et al., 2001). De aí que

**31** A pegada ecolóxica é considerada por algúns autores (Van der Bergh e Verbruggen, 1999a; Herrera et al., 2006); como un índice único se ben, como veremos, os seus creadores non defenden, na actualidade, esta tese.

**32** Por exemplo, a avaliación da obtención de auga considerando a enerxía empregada para o bombeo e purificación, esquece a cuestión principal, a escaseza e dano dos acuíferos. (Chambers, 2001).

a elaboración dun indicador que explique a totalidade do sistema pode ser un limitante arbitrario e ata perigoso (Herrera et al., 2006).

Na actualidade, o desenvolvemento deste tipo de indicadores parece perder forza, debido as dificultades para sintetizar todas as cuestións, ou cando menos, as máis importantes arredor do desenvolvemento sustentable, nun único valor. Sen embargo, non existe consenso ao respecto, existindo autores que ven máis útil un indicador destas características que o uso dun amplo número de indicadores:

*“Os indicadores sintéticos de sustentabilidade, como a PE, a pesar das limitacións que presentan, supoñen un avance a respecto da dispersión de indicadores ambientais existentes. [...] É dubidoso que os máis de 2.000 indicadores ambientais que se manexan hoxe en día, resulten útiles para facernos unha idea do impacto global da actividade humana na ecosfera”* (Cano Orellana, 2004, 66).

Este punto de vista vén ilustrar a contradición coa que comezabamos este epígrafe. Se un único indicador pode resultar excesivamente agregado, recorrer a un número elevado implica o uso dunha gran cantidade de datos primarios, de difícil comprensión e con pouca capacidade para subministrar unha guía clara para a toma de decisións. (Moffat et al. et al., 2001). As características da realidade estudada inflúen, sen dúbida, nesta decisión.

O uso dun número reducido de indicadores chave ou cabeceira, acompañados con outros que xogan un papel secundario é unha opción habitualmente elixida por diferentes sistemas ou marcos de indicadores. Esta opción implica delimitar cantos indicadores de cada tipo se consideran, ademais duns criterios en base aos cales se decida a diferenciación entre ambos.

#### **1.2.2.4. Marcos ou sistemas de indicadores relacionados co desenvolvemento sustentable**

Os indicadores poden presentarse agrupados en base a diferentes criterios que tratan de dar coherencia ao sistema de información (Antequera et al., 2005). Os marcos ou sistemas son conxuntos de indicadores seleccionados en base a un criterio establecido que posibilita a súa interpretación e garante que a selección de indicadores realizada

inclúa tódolos aspectos que deben ser estudados (Segnestan, 2002). O sistema de indicadores responde a un interese xenérico e de totalidade. Trátase de aproveitar as sinerxias entre aqueles seleccionados, de modo que a información que proporciona o sistema sexa diferente da subministrada por cada indicador separadamente.

A elaboración de marcos de indicadores implica cando menos a consideración tres cuestións relevantes: 1) a definición dos obxectivos de información que se pretenden acadar; 2) o deseño dos criterios de selección; 3) o establecemento dun criterio de organización e estruturación dos indicadores seleccionados (Castro Bonaño, 2002). A correcta solución a estas tres cuestións precisa dun modelo científico establecido a priori, de modo que se garanta a coherencia e consistencia do sistema deseñado.

Procedendo deste modo, os sistemas de indicadores presentan diferentes vantaxes (UNEP, 1995) pois permiten:

1. A organización dos indicadores de forma coherente.
2. A compatibilización de indicadores.
3. O subministro de criterios que guíen a recolección da información.
4. A realización de agrupamentos lóxicos para integrar a información relacionada.
5. A identificación de carencias na información dispoñible.

Na medida en que o desenvolvemento sustentable abarca un amplo abano de temas relacionados, os marcos de indicadores son especialmente útiles para sintetizar correctamente a información. A continuación describimos brevemente algún dos sistemas que tiveron máis recoñecemento e aceptación. Non se trata dunha revisión exhaustiva dos máis relevantes, senón que o noso obxectivo límitase a que a descrición dos elixidos sexa útil para comprender o funcionamento deste tipo de sistemas.

### **O modelo Presión-Estado-Resposta (PER)**

O PER é un dos sistemas de indicadores máis usados. Foi desenvolvido e recomendado pola OECD (OECD, 1993) e orixinalmente pensado para indicadores ambientais,

se ben, permite a inclusión doutro tipo de indicadores como os económicos, sociais e institucionais.

Este marco parte de que as actividades humanas exercen presións sobre o medio ambiente, modificando o estado dos recursos naturais. A sociedade reacciona adoptando medidas que intentan que o medio ambiente se recupere dos danos sufridos. De aí que se distinguan tres tipos de indicadores, de presión, de estado, e resposta:

**1. Indicadores de presión.-** Describen as presións que as actividades humanas exercen sobre o medio ambiente. Castro Bonaño (2002) diferencia entre indicadores de presión directa, normalmente expresados en termos de consumo de recursos naturais ou emisións contaminantes, e indirecta, que reflicten as actividades humanas que provocan presións sobre o medio ambiente. Un exemplo dos primeiros serían as emisións de CO<sub>2</sub> ou de calquera outro gas de efecto invernadoiro. Entre os segundos, atoparíamos, por exemplo ao número de empresas que emiten gases contaminantes nun país.

**2. Indicadores de estado.-** Este tipo de indicadores informan da calidade do medio ambiente. Tratan de reflectir o seu estado actual e a súa evolución ao longo do tempo. Algúns exemplos serían a calidade do aire, as augas, ou o número de especies en perigo de extinción.

**3. Indicadores de resposta.-** Reflicten as medidas individuais e colectivas que se están a poñer en marcha para corrixir os problemas detectados. O seu obxectivo é amosar os esforzos que a sociedade está realizando para resolver problemas ambientais concretos. Un exemplo deste tipo de indicadores, sería a consecución dunha redución das emisións de gases de efecto invernadoiro.

### Vantaxes

As principais vantaxes do método relaciónanse co feito de que a información subministrada polos indicadores empregados é axeitada para a formulación de políticas. Así mesmo, o marco xorde a instancia da OECD, sendo empregado por Nacións Unidas, o que favoreceu a súa adopción e difusión. Este feito redunda nun grao elevado de acep-

tación por diferentes países, existindo a posibilidade de realizar comparacións entre indicadores (Quiroga, 2001).

### **Inconvenientes**

Unha cuestión habitualmente criticada ten que ver coa causalidade é a linealidade implícitas no sistema. O marco propicia que se asuma que existe causalidade desde os indicadores de presión cara os de estado e desde estes últimos cara o de resposta, o que restrinxe a utilidade do marco á hora de propoñer solucións aos problemas existentes. Así mesmo, a asunción de relacións lineais ignora as relacións sociedade-natureza e as causalidades múltiples que as caracterizan, sen que se adopte unha perspectiva sistémica (Gallopín, 2006).

Outras desvantaxes relaciónanse coa 1) ausencia de metas de sustentabilidade, e información sobre as funcións ecolóxicas e estruturas dos ecosistemas; 2) a imposibilidade de anticipar problemas futuros e poñer en marcha medidas preventivas; 3) ou a subxectividade á hora de clasificar un indicador como de presión ou resposta (Quiroga, 2001, 108).

### **O modelo Forza motriz-Estado-Resposta (FER)**

Este sistema é unha modificación do sistema PER, realizada por Nacións Unidas en 1995 (Segnestan, 2002). Os cambios xorden para lograr que o sistema recolla mellor as cuestións sociais, institucionais e económicas. Os defensores do FER estiman que o PER só é axeitado no ámbito dos indicadores ambientais, pois consideran que os indicadores de presión teñen nunha connotación negativa, o que limita o seu uso en ámbitos non relacionados co medio ambiente. De aí que se substitúan polos indicadores de forza motriz, que *“representan actividades humanas, procesos e patróns que teñen un impacto no desenvolvemento sustentable”* (Quiroga, 2001, 110). Exemplos deste tipo de indicadores serían a taxa de crecemento da poboación, as emisións de gases de efecto invernadoiro, o consumo de enerxía, intensidade do turismo, o crecemento do PIB...

A diferenza dos indicadores de presión, os indicadores de forza motriz poden reflectir tendencias positivas e negativas. É máis, unha forza motriz pode ter un impacto positivo na dimensión económica, por exemplo, o incremento dos postos de traballo, pero negativo no medioambiental, por exemplo, o aumento das emisións.

### **Vantaxes**

As vantaxes deste sistema son similares as expostas no PER. Cabe destacar que se pon de manifesto explicitamente a igualdade entre as dimensións económica, social, institucional e medioambiental.

### **Inconvenientes**

Ao ser unha copia do PER, o FER mantén os problemas de linealidade e causalidade do primeiro. Quiroga (2001, 111) sinala que o marco FER é pouco xeneralizable e de escasa fiabilidade “*ao non poder establecer con claridade o suposto causal que subxace nas ideas de causas, síntomas e solucións [...] por non considerar a interdependencia entre os diferentes factores e o caracter de multicausalidade que opera nos fenómenos sociais e ambientais*”. A mesma autora destaca que estes marcos están excesivamente orientados cara os países desenvolvidos, perdendo unha boa parte da súa utilidade si se aplican a países en desenvolvemento.

### **Outros marcos de indicadores**

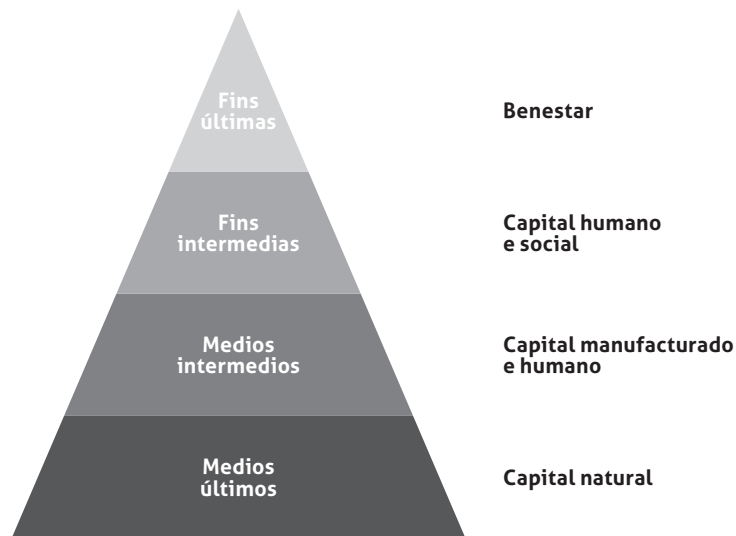
Ademais do FER, xurdiron outras modificacións do sistema PER. O Programa de Medio Ambiente de Nacións unidas (UNEP) e o Instituto Nacional da Saúde Pública e o Medio ambiente dos Países Baixos (RIVM) en engaden en 1995 a categoría impacto, constituíndo o marco Presión-Estado-Impacto-Resposta (PEIR). Os indicadores de impacto tratan de avaliar, cuantitativa ou cualitativamente, os cambios de estado experimentados nas tendencias sectoriais ambientalmente relevantes (Pino Neculqueo, 2001).

A Axencia Europea do Medio Ambiente (EEA) definiu o modelo Forza Motriz-Pre-

sión-Estado-Impacto-Resposta (FPEIR), que inclúe tanto indicadores de presión, como de forza motriz, engadindo os indicadores de impacto, que recollen os efectos ou impactos. Desde 2004, o sistema de indicadores da EEA inclúe 37 indicadores básicos, agrupados en torno a 6 temas medioambientais (contaminación atmosférica e esgotamento do ozono, cambio climático, residuos, auga, biodiversidade e medio terrestre) e catro sectores (agricultura, enerxía, transporte, e pesca).

Desde outra perspectiva, o Grupo Balaton (Meadows, 1998) propón un marco de indicadores que adopta unha perspectiva sistémica (Gallopín, 2006) baseándose no “triángulo de Daly”. Esta pirámide relaciona o capital natural (medio último), co benestar (fin última), a través da tecnoloxía, economía, política e ética, establecendo indicadores en cada un dos niveis piramidais<sup>33</sup>.

Figura 1.2. O triángulo de Daly



Fonte: Meadows (1998).

**33** Neste marco propóñense indicadores para cada un dos catro niveis da pirámide. Exemplos de indicadores de capital natural serían o uso de recursos renovables, as capturas de pescado por unidade de esforzo, as emisións de CO<sub>2</sub> *per cápita*. Para o capital manufacturado, a vida media do capital, o cociente entre o *stock* de capital e o *output* obtido... A taxa de mortalidade infantil ou a taxa de fertilidade son exemplos de indicadores de capital humano e social, mentres que o benestar é avaliado empregando, por exemplo, o tempo libre por habitante ou o número e tamaño de lugares públicos de ocio (bosques, parques, templos...).

A creación de marcos de indicadores non está exenta de problemas, relativos a cuestións como número de indicadores a considerar, o criterio de selección, e o modo de organizalos. O número de indicadores axeitados para avaliar se o desenvolvemento dun determinado sistema pode ser mantido no tempo variará en función de cuestións como características do sistema ou os destinatarios da información. Como regra xeral, tal e como afirma Martínez Alier (2004), en relación aos indicadores de sustentabilidade ambiental, ten sentido recorrer a uns poucos índices que fagan referencia a diversos aspectos da relación entre economía e medio ambiente. Nesta memoria de tese afrontamos o estudo dun indicador medioambiental sintético: a pegada ecolóxica.

---

## CAPÍTULO 2. A PEGADA ECOLÓXICA

A pegada ecolóxica (PE) é un indicador cunha vida relativamente curta, inda que, na actualidade, xa cerca da maioría de idade. Resulta difícil datar o seu nacemento, se ben probablemente sexa entre 1990 e 1991. Nese último ano, tense constancia de que o suízo Mathis Wackernagel, quen estaba a realizar a súa tese de doutoramento, elaborando un indicador que tentaba medir a apropiación de capacidade de carga na *School of Community and Regional Planning*, da Universidade de British Columbia (Vancouver), escribiu o informe “Using appropriated carrying capacity as an indicator: measuring the sustainability of a community” (Wackernagel, 1991).

Naquel tempo, o indicador inda non se denominaba pegada ecolóxica, senón que o mozo Wackernagel falaba de “capacidade carga apropiada”. Foi o seu director de tese, William Rees quen, a partir dunha casualidade, bautizou o indicador como pegada ecolóxica<sup>1</sup>. En 1992, (Rees, 1992), xa se usa esa denominación, que se manterá ata a actualidade. Non obstante, o momento no que se produce un punto de inflexión na difusión da PE foi en 1996, coa publicación da tese de Wackernagel no libro “Our ecological footprint. Reducing Human Impact on the Earth” (Wackernagel e Rees, 1996).

Antes de comezar co estudo dos fundamentos e obxectivos da análise de PE, cómpre preguntarse os motivos que levaron a Mathis Wackernagel e William Rees a elaborar un indicador coas súas características. Deste modo, teremos unha visión máis ampla do mesmo, obtendo elementos de xuízo adicionais, relevantes á hora de facer unha análise exhaustiva de cuestións como os obxectivos, a metodoloxía e as fortalezas ou debilidades do indicador, analizadas en seccións posteriores.

Certamente ambos autores tiñan a inquedaanza de elaborar un indicador que ava-

---

**1** En Chambers et al., (2000, 52) sinálase que William Rees optou por esta denominación a partires dun comentario feito polo empregado que lle entregou un novo ordenador que o propio Rees adquirira. O operario alardeou a respecto de que o novo equipo ía ter unha “pegada” menor no seu escritorio que o vello, adoptando Rees este nome para o indicador no que traballaba o seu doutorando.

liase a sustentabilidade e a saúde ecolóxica do planeta (Wackernagel e Rees, 1996). De aí que o primeiro condicionante para realizar esta tarefa veña dado pola visión que Wackernagel e Rees teñen do desenvolvemento sustentable.

O modo en que entenden a sustentabilidade<sup>2</sup> delimita as “regras do xogo”, sendo unha condición necesaria, pero non suficiente, para a elaboración da ferramenta desexada pois, definido o marco de análise, poderían existir diferentes alternativas para a elaboración dun indicador que cumpra as condicións marcadas. De aí que, ademais de describir a visión do desenvolvemento sustentable de Wackernagel e Rees, sexa necesario ver o modo concreto en que o indicador buscado é deseñado. Así, no apartado 2.1., realizamos a primeira das tarefas, abordando a segunda no apartado 2.2., onde nos centramos no estudo do concepto de PE.

Posteriormente, a sección 2.3. recolle os principais obxectivos do indicador, o apartado 2.4., os cambios que o indicador sofre ao longo do tempo, e na sección 2.5. expóñense algunhas das principais contribucións a análise de PE, alleas ás investigacións realizadas polos creadores do concepto. O apartado 2.6. amosa algúns resultados relevantes, mentres que o 2.7 afonda no debate arredor do indicador.

## 2.1. O MARCO DE ANÁLISE: A VISIÓN DA SUSTENTABILIDADE DE WACKERNAGEL E REES

O modo en que ambos autores entenden a sustentabilidade queda reflectido en numerosas obras. Algunhas citas que, na nosa opinión, sintetizan claramente a súa posición a este respecto son os seguintes:

*“A sustentabilidade significa vivir con confort material e en paz con todos dentro dos medios da natureza”* (Wackernagel e Rees, 1996,32).

*“Para un mundo sustentable, precisamos asegurar a calidade de vida da xente dentro dos medios da natureza. Non vivir dentro dos medios ecolóxicos levaranos á destrución do único fogar da humanidade. Unha calidade de vida inadecuada, causada por unha falla*

---

2 Neste caso emprégase o concepto como sinónimo de sustentabilidade ambiental.

*de recursos, ameazas medioambientais, violencia social ou inxustiza causarán conflito e deteriorarán a nosa fábrica social” (Wackernagel, 1998a, 7-8).*

*“O novo reto é subministrar alta calidade de vida para todos sen erosionar a nosa riqueza última: o capital natural do planeta”(Wackernagel, 1998a, 8).*

*“O noso punto de partida é asumir que o principal obxectivo da sustentabilidade é satisfacer as vidas de todos, manténdonos dentro dos límites da natureza” (Chambers, et al., 2000, 6).*

Obsérvase que o concepto é definido en base a dous requisitos fundamentais. Considerando a vertente social do desenvolvemento sustentable, propónse como obxectivo asegurar a calidade de vida dos habitantes do planeta. Por outro, tendo en conta a vertente ambiental, deféndese que a satisfacción das necesidades dos humanos debe realizarse manténdonos dentro dos límites da natureza, o outro requisito fundamental. A continuación afondamos en cada unha destas restricións.

### **2.1.1. O imperativo ecolóxico**

Comezando polo segundo dos requisitos sinalados, analizamos como interpretan Wackernagel e Rees as relacións entre os humanos e a natureza.

Cómpre destacar dúas cuestións a este respecto. Por un lado, destácase a dependencia que os humanos temos do medio ambiente. Por outro, insítese na inserción da economía na ecosfera ou biosfera, en lugar de considerala como algo externo ao medio ambiente.

#### **2.1.1.1. A dependencia do capital natural**

Os autores poñen especial énfase en destacar a primeira das cuestións sinaladas:

*“A pesares dos logros tecnolóxicos, culturais e sociais, os seres humanos seguimos sendo seres ecolóxicos. Ao igual que as outras especies, a satisfacción das nosas necesidades máis básicas depende da produción de artefactos que usan enerxía e recursos naturais extraídos da natureza. Toda esa enerxía e materia é devolta á biosfera como refugallo” (Wackernagel e Rees, 1996, 50).*

Destacan que a dependencia dos humanos da natureza maniféstase de distintas formas, máis ou menos obvias. O consumo de recursos naturais ou o uso dos sumidoiros que a biosfera nos proporciona para absorber os refugallos que xeramos son, quizais, as manifestacións máis visibles desa dependencia. Outros beneficios, quizais máis difíciles de percibir, relaciónanse cunha ampla variedade de “servizos naturais” dos que nos aproveitamos (regulación do clima, control da erosión, mantemento de ciclos hidrolóxicos...) (Daly, 1977) ou coa dependencia dos seres fotosintetizadores, os únicos capaces de converter os raios de luz solar en enerxía química, na que se basea a supervivencia das especies animais.

Esta dependencia da natureza ou, noutras palabras, o seu uso coa finalidade de satisfacer as necesidades humanas, implica a alteración dos ecosistemas, deseñados para manter a vida de todas as especies, e non só da nosa. Por outro lado, a importancia de esa alteración é considerable pois, ademais de ser unha poboación numerosa que medra rápido<sup>3</sup>, o metabolismo da nosa sociedade (Fisher-Kowalsky e Haberl, 1998) precisa unha gran cantidade de recursos para poder ser mantido.

Este feito, ademais de xerar grandes cantidades de refugallos que deben ser absorvidos pola biosfera, afecta a vida de todas as restantes especies que precisan dos mesmos recursos naturais que nós. Vitousek et al., (1997) describen con detalle como as actividades desenvolvidas polos humanos afectan ao funcionamento dos ecosistemas do planeta, poñendo en perigo o seu mantemento e o fluxo de bens e servizos que proporcionan á humanidade.

Prácticas propias e exclusivas dos humanos como a agricultura, silvicultura, a construción de infraestruturas para soportar as nosas actividades... supoñen a transformación da superficie mariña e terrestre, o que leva aparellada a perda de biodiversidade, que na actualidade se produce a ritmos tan altos<sup>4</sup>.

O transporte de humanos a lugares distantes entre si provoca cambios e reaxustes

---

**3** Na actualidade, a poboación mundial supera os 6.600 millóns de habitantes, fronte aos so 791 millóns que de persoas que habitaban o planeta en 1750. Isto significa que en pouco máis de 250 anos a poboación mundial multiplicouse por 8, mentres que nos últimos 60 anos multiplicouse por 2,6. (UN, 1973, 2006)

**4** De acordo á SCDB (2006), as taxas actuais de extinción de especies actuais multiplican por 1.000 os valores históricos.

nos sistemas bióticos debido ao desprazamento de especies a lugares moi distintos dos seus hábitats naturais.

A extracción e consumo de recursos naturais ten, obviamente un grande impacto. Por exemplo, o incremento de emisións de CO<sub>2</sub> e outros gases de invernadoiro, froito da nosa dependencia dos combustibles fósiles, afecta á temperatura do planeta e, polo tanto, á vida de animais e plantas. Igualmente, a auga é un recurso fundamental para a boa saúde do planeta, pois o seu movemento, e a súa evaporación e condensación, contribúen á estabilidade dos ciclos bioquímicos que sustentan a vida na Terra, así como ao control do clima.

Seguindo aos propios Vitousek et al. (1997), as alteracións sufridas polos ecosistemas debido ás actividades humanas provocan, cando menos, dous grandes efectos na vida do planeta: o cambio climático e a perda irreversible de biodiversidade. Paradoxalmente, modificamos substancialmente aquilo do que depende a nosa supervivencia.

### **2.1.1.2. Economía e ecosfera**

De aí que a relación entre as actividades humanas e a ecosfera condicione, sen dúbida algunha, a visión da sustentabilidade que teñen os autores, sinalando que os modelos e políticas económicas dominantes téñense fundamentado nun esquema no que o mantemento do benestar económico é considerado unha fin, de modo que o medio ambiente é un medio para satisfacer os obxectivos económicos propostos (Wackernagel e Rees, 1996).

Non foi sempre así, máis a medida en que os humanos fomos perdendo relación coa natureza, prodúcese un incremento da distancia entre os consumidores e as externalidades negativas derivadas do seu consumo (Rees, 1992)<sup>5</sup>. Isto significa que a satisfacción das nosas necesidades pasa a depender do poder adquisitivo, asumindo que a úni-

---

**5** A concentración nas últimas décadas dunha boa parte da poboación mundial en grandes cidades ou áreas metropolitanas contribúe a este fenómeno. Tal e como sinala Rees (2000) citando a Odum (1971), as grandes cidades son deseñadas sen ter en conta que son parásitos no campo quen, por algunha razón lles debe subministrarlles comida, auga e aire.

ca variable que pode restrinxir o noso benestar é a nosa capacidade para adquirir no mercado aquilo que desexamos, obviando as restricións que proveñen da dependencia da biosfera:

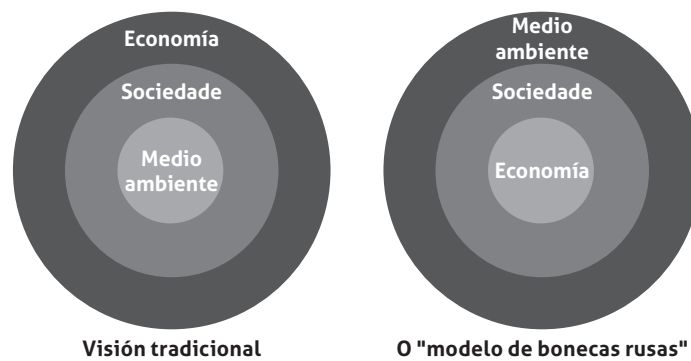
*“O medio ambiente é tratado como algo fóra, separado e alleo á xente e os seus traballos. Isto é unha clara reflexión na nosa ética cultural dominante[...] A premisa de que a sociedade humana é un subsistema da ecosfera, que os seres humanos estamos nela, é tan simple como importante, sendo xeralmente obviada ou mal entendida”* (Wackernagel e Rees, 1996, 4).

Habitualmente, considérase que a sociedade e o medio ambiente existen para servir á economía (Chambers et al., 2000) que, por outra parte, non abrangue máis que un conxunto de actividades realizadas polos humanos. O medio ambiente é, polo tanto, un instrumento que existe para satisfacer as nosas necesidades.

Sen embargo, na medida en que, tal e como se indicou, os humanos dependemos da ecosfera, a parte da Terra que proporciona vida (Chambers et al., 2000), o esquema así formulado non é correcto, pois a humanidade necesita á biosfera, pero a biosfera non necesita á humanidade (Wackernagel e Rees, 1996).

A alternativa a este esquema non é para nós novidosa, estaría dentro da visión da economía ecolóxica, sendo denominada por Levett (1998) “modelo de bonecas rusas” (Figura 2.1). Recoñécese que a economía e a sociedade non poden subsistir fóra do medio ambiente, de modo que os obxectivos sociais son acadados coa restrición de non

**Figura 2.1.** A relación entre medio ambiente, sociedade e economía: visión tradicional e “modelo de bonecas rusas”



Fonte: Levett (1998) e Chambers et al., (2000).

danalo. De acordo a este modelo, medio ambiente, economía e sociedade non son tres conceptos iguais, pois a economía é unha parte da sociedade, que á súa vez é parte da biosfera, existindo unha relación de círculos concéntricos.

Polo tanto, o benestar económico non é para os autores unha fin, senón un medio para que a sociedade acade calidade de vida, considerando que a longo prazo ambos só poden existir nun medio ambiente saudable (Chambers et al., 2000).

A satisfacción das nosas necesidades e, polo tanto, as actividades económicas que contribúen a este labor, está limitada a longo prazo pola existencia dun medio ambiente saudable. Esta premisa ten para os autores unha importante implicación, que non é outra que a humanidade se debe manter dentro da capacidade de carga da natureza:

*“A vida humana e as actividades humanas dependen da natureza. A implicación desta máxima ecolóxica é obvia: para ser sustentable a humanidade debe estar dentro da capacidade de carga da natureza”* (Wackernagel et al., 1999b, 375-376).

A capacidade de carga é un concepto procedente do campo da bioloxía relativo ao número máximo de individuos dunha determinada especie que un determinado hábitat pode soportar indefinidamente<sup>6</sup>.

A súa aplicación aos humanos presenta varias peculiaridades pois, a diferenza co resto de especies, a nosa demanda de recursos é externa ao metabolismo do corpo humano (Wackernagel et al., 2004b). Na medida en que o consumo depende de factores como os hábitos culturais, a tecnoloxía dispoñible ou a capacidade económica, a carga dos humanos é moi dispar, incluso nos que conviven en zonas próximas.

Por outro lado, o noso metabolismo socioeconómico é historicamente moi variable: as nosas necesidades cambiaron ao longo do tempo, sendo cada vez máis intensivos, tanto no consumo de recursos, como na xeración de refugallos. Dada unha capacidade de carga, o impacto dunha mesma poboación sería substancialmente distinto agora que, por exemplo, fai 200 anos.

---

**6** O concepto acadou unha notable difusión na década dos setenta cando Garret Hardin publicou “Ethical implications of carrying capacity” (Hardin, 1977). Non obstante a idea remóntase moito atrás no tempo, sinalando Wackernagel e Rees (1996), que Platón puido ser o primeiro en escribir sobre a capacidade carga dos humanos.

Igualmente, a medida que incrementamos a nosa voracidade consumidora, os humanos temos a capacidade de desenvolver mecanismos que permiten incrementar a capacidade de carga dunha zona determinada. Por un lado, xestionamos os ecosistemas, alterando a súa bioprodutividade mediante prácticas como a agricultura e a silvicultura, ademais de eliminar especies competidoras (Wackernagel e Rees, 1996).

Por outro, desenvolvemos tecnoloxías que permiten adaptarnos temporalmente á escaseza dun determinado material, incrementando a eficiencia no consumo, ou reducindo a xeración de refugallo, por exemplo mediante a reciclaxe. É máis, a diferenza do resto de especies, somos capaces de transportar os recursos dun lugar a outro recorrendo longas distancias, de modo que o comercio permite manter poboacións cunha carga superior á súa capacidade de carga, sempre que haxa fontes alternativas dispoñibles (Wackernagel et al., 2004b). Deste modo, as poboacións humanas non están limitadas pola capacidade de carga local, senón pola abundancia a distancia (Catton, 1980), ou noutras palabras, pola cantidade de recursos existentes, independentemente da súa localización. Podemos, incluso, vivir por riba da capacidade de carga da natureza sen que exista un descenso brusco da poboación, tal e como ocorre coas especies que non dispoñen deste tipo de mecanismos.

As peculiaridades dos humanos, tanto polo lado do consumo como polo lado da produción, non permiten que se poda falar de capacidade de carga en termos da máxima poboación que pode soportar un determinado territorio, pois estamos a falar de individuos moi diferentes.

Para salvar este problema, Wackernagel e Rees refírense á capacidade de carga aplicada aos humanos, non en termos do número de individuos, senón da súa carga. Deste modo, a aplicación do concepto aos humanos implica o estudo da máxima carga que unha poboación impón á biosfera de modo seguro e duradeiro (Wackernagel e Rees, 1996)<sup>7</sup>. En vez de referirse aos individuos, o concepto céntrase agora no seu consumo total:

*“Medindo a carga total da poboación, obtida como a poboación polo consumo per cápita, mais que o número de individuos, recoñecemos que a xente ten un impacto nalgún*

---

<sup>7</sup> Os mesmos autores recoñecen que esta forma de entender a capacidade carga é tomada de William Catton (Wackernagel e Rees, 1996).

*lugar, incluso se é escurecido polo comercio e a tecnoloxía*". (Wackernagel e Rees, 1996,50).

Deste modo os principios de capacidade de carga poden ser referidos a poboacións humanas, permitindo que agrome o que para Wackernagel e Rees é a condición xeral de sustentabilidade: que a humanidade se manteña dentro da capacidade de carga da natureza. Así, asúmese que a sustentabilidade ambiental<sup>8</sup> implica manterse dentro da capacidade carga global (Wackernagel e Rees, 1996) ou, noutros termos, que a escala da economía non supere á escala da biosfera.

O cumprimento desta máxima precisa, en primeiro lugar, da comprensión do significado que a sustentabilidade ambiental ten para os autores pois, como sinalamos en seccións anteriores, existe unha grande variedade de interpretacións deste concepto.

Neste caso, a posición ao respecto é bastante clara, pois consideran que a relación do capital natural co resto de capitais é de complementariedade e non de substituíbidade. En primeiro lugar, afirman que debe existir un *stock* mínimo de capital natural de modo que, considerando a súa produtividade, sexa suficiente para satisfacer as demandas presentes e anticipadas pola economía humana indefinidamente (Wackernagel e Rees, 1996).

*“Algúns economistas aceptan o argumento ecolóxico de que a sustentabilidade depende da conservación de certas entidades biolóxicas e procesos. Estes recursos manteñen as funcións que soportan a vida da ecosfera. Os riscos asociados coa desaparición son inaceptables, sen que haxa substitutos tecnolóxicos”* (Rees, 1992, 125).

*“Se ben existen exemplos onde a tecnoloxía foi capaz de substituír aos recursos naturais (por exemplo, a transmisión por ondas e fibra óptica reduciron a demanda de cobre), nalgúns casos o capital natural (ex. bosques) é un prerrequisito do capital manufacturado e, noutros casos, a tecnoloxía e o capital manufacturado non son capaces de substituír ao capital natural (ex. capa de ozono). Cremos que sustentabilidade forte é unha condición necesaria para o desenvolvemento sustentable. Esta condición se cumpre se cada xeración*

---

**8** Nalgúns casos, emprégase o concepto xeral sustentabilidade para referirse á sustentabilidade ambiental, se ben e certo que outras veces o fan dende un punto de vista que inclúe tanto a sustentabilidade ambiental como a social.

*herda un stock adecuado dos activos biofísicos esenciais que non é menor que o stock herdado pola xeración anterior” (Wackernagel e Rees, 1996,36-38).*

En segundo lugar, considerase que a aceptación dos principios inherentes á sustentabilidade débil propicia que a escala da economía supere a escala da biosfera, pois nin se considera que o capital natural debe existir necesariamente para manter a vida humana, nin se recolle correctamente a súa escaseza.

*“Os servizos ecolóxicos son unha precondition para a vida humana, máis que un valor substituíble.[...] A análise monetaria conduce a resultados erróneos dende que suxire a substituíbilidade, permitindo o desconto da natureza no futuro e centrándose nos valores marxinais, máis que nos valores absolutos”. (Wackernagel et al., 1999b, 376-377).*

*“O enfoque monetario está cego a respecto dos requirimentos da sustentabilidade ecolóxica, porque non reflicte adecuadamente e escaseza biofísica (necesidade dunha infraestrutura biofísica), equidade social, continuidade ecolóxica, integridade estrutural e funcional, discontinuidade temporal e comportamento complexo do sistema”. (Wackernagel e Rees, 1996, 47).*

Estas consideracións veñen a delimitar as “regras do xogo” á hora de construír un indicador útil para analizar en que medida o modelo de desenvolvemento se pode manter a longo prazo. Tendo en conta o obxectivo xeral (manterse dentro da capacidade de carga) e os condicionantes a ter en conta para acadalo (complementariedade e non substituíbilidade dos capitais), o seguinte paso é preguntarse como sabemos se estamos a cumprir o obxectivo que nos marcamos.

A primeira cuestión a ter en conta para este labor, relaciónase co uso que os humanos facemos da natureza. É dicir, se o obxectivo é que a escala da economía non supere á escala da biosfera, cómpre determinar canta natureza empregamos, para poder comparala coa existente.

*“A cuestión básica para a análise da sustentabilidade é canta natureza temos comparada coa que empregamos. Desde que é posible usar os materiais e servizos naturais superando a capacidade da natureza para rexeralos, a principal condición para a sustentabilidade ecolóxica é asegurarse, polo menos en termos cuantitativos, que tal sobrepasamento non ocorre. Isto é, que a escala da economía non supere a escala da biosfera”. (Chambers, et al., 2000, 29).*

Á hora de realizar esta tarefa, debemos ser conscientes de que as nosas demandas de natureza poden ser de tal magnitude que superen a súa capacidade de rexeración, provocando a redución do *stock* de capital natural e o fenómeno denominado sobreapartamento (*overshooting*)<sup>9</sup>.

Polo tanto, o obxectivo xeral vaise concretando pouco a pouco, pois o modo en que os autores entenden a relación co medio ambiente propicia que o indicador buscado cuantifique o uso que os humanos facemos do capital natural e nos permita comparalo co existente. O modo de realizar esta cuantificación será explicado posteriormente.

### 2.1.2. O imperativo socioeconómico

A satisfacción das necesidades ou o mantemento da calidade de vida dos habitantes do planeta é o outro gran requisito que se debe acadar nun mundo sustentable, de acordo á visión de Wackernagel e Rees.

O cumprimento do imperativo socioeconómico, está suxeito a unha serie de problemas relacionados 1) coa propia definición da calidade de vida; 2) coa súa medición; 3) coa fixación dun determinado nivel de calidade de vida.

Existen diferentes formas de entender a calidade de vida, podendo definirse tanto desde unha perspectiva individual, relacionada co benestar dos individuos; como desde unha perspectiva social, incluíndo ademais cuestións que afectan á sociedade no seu conxunto, inda que non sempre inflúan positivamente no benestar actual de todos ou parte dos habitantes desa sociedade<sup>10</sup>.

Non obstante, aspectos como a influencia das expectativas persoais, ou a posición relativa na sociedade fan que a calidade de vida desde a perspectiva do individuo sexa un concepto impregnado dunha importante dose de subxectividade, que dificulta a realización de comparacións entre individuos. De aí que moitos autores se centren no estudo de condicións obxectivas que inflúan á experiencia subxectiva<sup>11</sup>, o que, na medida

---

<sup>9</sup> O significado do sobreapartamento e as súas implicacións serán explicados en seccións posteriores.

<sup>10</sup> Por exemplo, o esforzo para reducir o risco de quecemento global para as futuras xeracións, pode non incrementar a calidade de vida de individuos no presente (Malkyna-Pykh e Pykh, 2008).

<sup>11</sup> Por exemplo, nivel de emprego, calidade do aire, nivel de educación...

en que estas condicións requiren dunha medición colectiva ou agregada, tende a desprazar a calidade de vida cara unha perspectiva máis social que individual, (Malkyna-Pykh e Pykh, 2008).

En canto á súa medición, na historia do pensamento económico téñense desenvolvido diferentes análises que tratan, dalgún modo, realizar unha medición deste tipo, dende unha perspectiva individual ou social. Por exemplo, dende a teoría económica neoclásica do consumidor, trátase de aproximar a calidade de vida, identificada co benestar económico individual, mediante diferentes técnicas que consideran os ingresos persoais e os prezos, para, obter unha medida do excedente do consumidor.

Non obstante, esta análise baséase na consideración dun prototipo de individuo irreal, o *Homo Economicus* (Daly e Cobb Jr, 1989), que segue unhas pautas de comportamento teóricas, de modo que a calidade de vida se relaciona única e exclusivamente co consumo de bens e servizos, excluindo outro tipo de variables relevantes (pertenza a un grupo social, satisfacción de necesidades afectivas, un medio ambiente saudable...). De aí que, ademais doutro tipo de cuestións fóra do obxecto de debate do noso traballo, este tipo de aproximacións da teoría económica neoclásica, son, entre outras cousas, pouco realistas e incompletas.

Desde unha perspectiva social, frecuentemente se empregan macromagnitudes económicas, PIB e similares, como indicativos do benestar dunha determinada sociedade. Este tipo de indicadores non foron deseñados para esta labor, senón para ofrecer unha medida da dimensión da economía estudada, polo que o seu uso como medidores da calidade de vida leva aparelladas numerosas limitacións, pois tratan de reflectir exclusivamente consumos que proveñen de transaccións monetarias, omitindo, ao igual que a análise do excedente do consumidor, outras contribucións, que inflúen na calidade de vida das persoas.

Ademais, as macromagnitudes similares ao PIB incorporan cuestións para nada relacionados co benestar dos cidadáns. Tal e como sinalan Daily e Cobb Jr. (1989) o PIB computa a depreciación dos activos de capital, de modo que os aumentos da depreciación aumentan o PIB e, polo tanto, a calidade de vida. Desde unha óptica similar, Chambers et al., (2000) apuntan que o PIB non é capaz de diferenciar se as transaccións que rexistra aumentan ou diminúen o benestar dos cidadáns, de modo que cuestións como

os custos derivados de actividades criminais, de divorcios, o estrago do capital natural... o incrementan.

De aí que se teñan deseñado ferramentas que tratan de realizar correccións nas macromagnitudes económicas, tratando de medir dun modo máis preciso a calidade de vida<sup>12</sup>. Igualmente, existen numerosos indicadores<sup>13</sup> que tratan de medir a calidade dende diferentes perspectivas<sup>14</sup>, existindo ademais, avances no desenvolvemento de marcos de análise neste campo, xurdindo novos enfoques que estudan a medición da calidade de vida desde puntos de vista diferentes<sup>15</sup>.

Aínda aceptando algún índice(s) que recolla adecuadamente a calidade de vida, quedaría por resolver un terceiro problema, pois poden existir dificultades para establecer que valor do indicador se asume como o axeitado, os prazos para acadar o obxectivo proposto ou as medidas a poñer en marcha para conseguir nivel de calidade de vida determinado.

Debemos destacar que, se ben en relación ao imperativo ecolóxico Wackernagel e Rees establecen o obxectivo xeral definido, de que a escala da economía non supere a escala da biosfera, non inciden tanto na descrición do imperativo socioeconómico, sen que exista unha definición precisa da súa visión da calidade de vida.

A maioría de referencias simplemente aluden á satisfacción das necesidades ou o goce de confort material (Wackernagel e Rees, 1996), inda que sen afondar moito máis no que isto significa. En Wackernagel e Yount (1998, 513) son algo máis extensos, afirmando que *“o mantemento da calidade de vida fai referencia a que o benestar percibido subxectivamente (confort físico e psicolóxico, incluíndo saúde, seguridade e relacións amigables con outra xente...) debe ser, polo menos, mantido (ou posiblemente mellorado no*

---

**12** Os xa mencionados Índice de Benestar Económico Sustentable (ISEW) (Daly e Cobb Jr, 1989) ou Indicador de Progreso Xenuíno (GPI) (Cobb et al., 1999) son dous dos exemplos máis coñecidos.

**13** Hagerty et al., (2001) avalían 22 índices de calidade de vida, analizando o cumprimento de 14 condicións que se consideran deben cumprir para ser unha boa medida.

**14** Por exemplo, o HDI considera cuestións como a esperanza de vida, taxas de alfabetización, matriculación en disferentes niveis de educación e PIB *per cápita*.

**15** Desde outro punto de vista, Malkyna-Pykh e Pykh (2008) sinalan a necesidade de adoptar un enfoque holístico, baseado nunha “aproximación de sistemas”, de modo que, ademais de que as medidas de calidade de vida cumpran unha serie de requisitos, exista un marco de análise que permita entender as relacións entre os diferentes elementos que conforman o indicador.

*caso do pobre)*”. Desde este punto de vista, estaríanse a referir á calidade de vida desde unha perspectiva individual, cos problemas de comparación xa sinalados. Chama a atención que non se faga mención algunha á ningunha variable económica, se ben, por outro lado, se menciona aos habitantes “pobres”.

A falla dunha definición máis clara probablemente se deba a que non é necesaria. Tal e como expoñen os obxectivos que se deben acadar para cumprir o imperativo socioeconómico, simplemente se trataría de que, unha vez que cumpramos o imperativo ecolóxico, exista nalgunha mellora na calidade de vida existente:

*“A pregunta clave é: pode acadarse un nivel alto e atractivo de calidade de vida para todos coa restrición de 1,7 hectáreas por habitante”*<sup>16</sup> (Wackernagel e Yount, 1998, 527).

Polo tanto, non se establece un obxectivo concreto de calidade de vida individual, nin sequera unha forma de medila, senón que simplemente se trata de buscar melloras en calquera factor que afecte a esta variable, para os autores relacionadas co benestar físico e psicolóxico.

Ademais da calidade de vida desde unha perspectiva individual, o imperativo socioeconómico é tamén formulado considerando cuestións relacionadas coa calidade de vida desde unha perspectiva social. Dado que existen patentes desigualdades económicas e sociais entre os cidadáns do mundo<sup>17</sup>, considérase positivo o logro dunha maior equidade social.

*“As desigualdades sociais e a disparidade material que a acompañan están, polo tanto no centro do debate da sustentabilidade. A cuestión de quen consegue que e como, érguese no espectro do conflito potencial dentro e entre nacións. A necesidade de xustiza distributiva e o conflito latente asociado é a parte máis desafiante e politicamente máis complicada da ecuación de sustentabilidade”* (Wackernagel e Rees, 1996, 134).

---

**16** Como sinalaremos posteriormente, 1,7 ha é a cantidade de superficie bioloxicamente produtiva dispoñible por habitante no planeta no momento en que se escribía o artigo en cuestión. Noutras palabras, é a condición a cumprir para que a economía se manteña dentro da biosfera.

**17** Estímase que 1.200 millóns de persoas viven con menos dun dólar ao día, a pesares de que a riqueza mundial aumenta a un ritmo de 24 billóns de dólares anuais. As 225 persoas máis ricas do planeta, acumulan tanta riqueza como os 2.500 millóns máis pobres (UNFPA, 2001).

É destacable que, ademais dos principios éticos que poidan facer que os cidadáns estean máis ou menos preocupados pola redución das desigualdades sociais, o feito é que o incremento das diferenzas entre ricos e pobres non contribúe ao mantemento da estabilidade económica social e ecolóxica do planeta, especialmente dos países avanzados. Por un lado, a miseria que padecen millóns de persoas fomenta o deterioro do medio ambiente, pois a necesidade inmediata de sobrevivir evita a adopción estratexias de xestión dos recursos naturais sustentables a longo prazo.

Por outro, a estabilidade económica e social dos países ricos vese ameazada de distintas formas. En primeiro lugar, a globalización da economía, provoca que os efectos das crises económicas e financeiras, sufridas con maior intensidade polas economías máis inestables, se podan trasladar con facilidade aos países avanzados<sup>18</sup>. Igualmente, a pobreza intensifica os fluxos migratorios pobres-ricos, o que ten distintos custos sociais, económicos, culturais, e ecolóxicos, tanto para os países emisores de emigrantes como para aqueles que reciben masivamente. Finalmente, a desesperación derivada da miseria sufrida, incentiva comportamentos extremos que poden contribuír a incrementar a inestabilidade social (Kepel, 2001)<sup>19</sup>. De aí que o logro dunha maior equidade social e da redución das desigualdades entre ricos e pobre sexa fundamental para a sustentabilidade.

Si se defende a sustentabilidade débil ou, noutras palabras, dende unha perspectiva monetaria, a redución das desigualdades é, fundamentalmente, unha cuestión de investimentos: é necesario un volume suficiente de inversións que propicie crecemento económico dos países pobres a ritmos superiores aos países ricos, propiciando o diferencial de taxas que, tras un determinado período, o nivel de vida dos países pobres sexa similar ao dos máis avanzados<sup>20</sup>.

Desde este punto de vista, non existiría ningún tipo de limitación de tipo físico á

---

**18** Ademais de orixinarse nos propios países desenvolvidos, como se constatou no segundo semestre de 2008.

**19** Este autor sinala que a base social do fundamentalismo islámico está na xuventude urbana pobre, xurrida da explosión demográfica do *Terceiro Mundo* e do éxodo rural masivo, así como na burguesía e clases medias marxinaadas no momento da descolonización.

**20** Nesta liña situaríamos, por exemplo, ao Informe Brundtland, que defende a necesidade dunha expansión económica mundial que permita medrar aos países en desenvolvemento (WCED, 1987).

expansión económica, pois a expansión monetaria non está restrinxida por límites físicos: parece que todo o mundo pode ter o que queira se pode pagalo (Wackernagel e Rees, 1996).

No caso de asumir a complementariedade entre capitais, o imperativo ecolóxico impón maiores restricións á hora de buscar solucións ao problema. É certo que nun contexto onde a escala da economía non supere á capacidade de carga dos ecosistemas, podería ser posible, cando menos temporalmente, incrementar o nivel de vida dos pobres mantendo, ou incluso incrementando a calidade de vida dos ricos<sup>21</sup>.

Porén, se a dimensión da economía supera á da biosfera, a situación actual, como veremos en seccións posteriores, existe unha competencia polos ingresos naturais, de modo que o consumo dunha persoa impide que outra empregue os mesmos ingresos. Así, a redución das desigualdades sociais pasaría por reducir o consumo dos países ricos para crear espazo suficiente para incrementar o dos pobres (Wackernagel e Rees, 1996). Actuando de modo diferente, as desigualdades non serán reducidas, pois non existen recursos suficientes para que todo o mundo teña o nivel de vida dos países máis avanzados.

Nesta situación, considerando que a sustentabilidade forte é unha condición necesaria, as dúas premisas que definen a sustentabilidade para Wackernagel e Rees, teñen obxectivos diverxentes, pois a mellora da calidade de vida choca co corsé imposto polo medio ambiente: o cumprimento do imperativo ecolóxico dificulta o cumprimento do imperativo social.

*“O problema é como reconciliar a disparidade económica entre ricos e pobres e os límites da estabilidade ecolóxica dun xeito socialmente xusto e politicamente aceptable.”* (Wackernagel e Rees, 1996, 134)

É máis, o sobrepasamento da capacidade carga contribúe tamén á redución da calidade de vida a nivel global, pois a imposibilidade de acceder aos servizos naturais básicos incide na intensificación de conflitos entre países polo control dos recursos e no incremento da pobreza dos países sen dotación de recursos ou capacidade (económica ou

---

**21** Isto podería suceder só ata o momento no que se supere a capacidade de carga.

militar) para acceder aos de outros. Ambos factores están relacionados co incremento dos fluxos migratorios e os conflitos bélicos, afectando á estabilidade das economías dos países avanzados, fortemente dependentes de determinados recursos naturais.

Polo tanto, debemos destacar a interrelación existente entre as dúas condicións de sustentabilidade propostas por Wackernagel e Rees, (ou, dende outro punto de vista, entre as vertentes social e ambiental do desenvolvemento sustentable) pois o incumprimento dunha delas é negativo para a outra, sendo máis doado o logro dunha si se acada tamén a outra. Non obstante, para Wackernagel e Rees, parece que é prioritario o cumprimento do imperativo ecolóxico, que sería a primeira das dúas condicións a satisfacer<sup>22</sup>. Unha vez que se manteña a economía dentro da capacidade de carga do planeta, tomaranse as medidas precisas para, dun modo xenérico, mellorar a calidade de vida.

Destacan que a redución da carga humana total na biosfera pasa por acadar cambios estruturais na sociedade dos países avanzados. O modelo proposto inicialmente é un estado estacionario onde os incrementos na eficiencia das actividades económicas permitan manter o consumo de bens e servizos estabilizando o crecemento do uso de enerxía e material (Wackernagel e Rees, 1996).

Por outro lado, resaltan a necesidade dunha transformación cultural baseada en torno a dúas ideas principais. En primeiro lugar, debemos conseguir desvincular o benestar dos humanos do consumo material: a satisfacción das nosas necesidades pasa por necesitar menos, mais que por posuír máis. En segundo lugar, defenden o biorexionalismo, apostando por centrarse en vivir localmente máis que consumir globalmente. Na medida do posible, o consumo debe basearse na produción local, tratando de abastecernos daquelo que non estea dispoñible na nosa rexión mediante o comercio dos excedentes.

Obviamente, son conscientes da dificultade de acadar os cambios propostos, mais, simplemente é unha cuestión de necesidade:

*“O desenvolvemento sustentable é máis que unha simple reforma [...] pois require a transformación da sociedade industrial bastante máis alá do que o proceso político está*

---

**22** Como veremos posteriormente, o imperativo socioeconómico vai ir quedando relegado cada vez máis a un segundo plano, ata practicamente desaparecer da PE.

*disposto a contemplar polo momento. A aqueles que din que esta misión é economicamente impracticable e politicamente irreal só lle podemos responder que a visión actual é ecoloxicamente destrutiva e moralmente corrupta (obviando que é potencialmente letal)”* (Wackernagel e Rees, 1996,146).

Non obstante, a pesares do interese deste tipo de cuestións, a problemática arredor das implicacións sociais derivadas de asumir os principios da sustentabilidade forte, excede amplamente os obxectivos desta investigación, e os propios Wackernagel e Rees evitan afrontar este tipo de cuestións na maioría de traballos relativos á PE, se ben Rees (2002, 2002/2003, 2003, 2006a) parece seguir amosándose preocupado por este tema.

### **2.1.3. Cara a pegada ecolóxica**

Tendo en conta que para Wackernagel e Rees a sustentabilidade implica que tódolos habitantes do planeta dispoñan dunha calidade de vida axeitada, coa restrición de que a humanidade se manteña dentro da súa capacidade de carga, un indicador que nos axude a determinar se a nosa sociedade é ou non sustentable debe permitírnos avaliar o cumprimento destas dúas premisas, ademais de medir a distancia á que nos atopamos dos dous obxectivos principais.

Non existe dúbida algunha de que unha gran parte dos cidadáns do planeta non poden satisfacer as súas necesidades máis básicas, polo que unha parte da primeira pregunta está xa respondida. Porén, isto non implica que o indicador a elaborar esqueza esta cuestión, senón que debe ser capaz de proporcionar algún tipo de información que sexa útil para contribuír a acadar unha maior equidade social .

En relación á segunda cuestión, búscase un indicador capaz de medir, de algún modo, tanto o uso que os humanos facemos da natureza, como a súa dispoñibilidade.

Existen diferentes aproximacións que tratan de determinar canta natureza empregamos os humanos para satisfacer as nosas necesidades. Wackernagel et al., (2002a) sinalan que o estudo dos fluxos de enerxía de ecosistemas e economías humanas proposto por Odum (1996)- tamén denominado análise de *emerxía*- o concepto de metabolismo social de Fisher-Kowalsky e Haberl (1998), as descricións dos impactos humanos

nos ecosistemas realizadas en estudos como *The Global Environment Outlook 2000* (UNEP&SI, 1999), ou o *World Resources 2000-2001* (Rosen, 2000), realizan este labor de diferentes modos.

Non obstante, a aproximación que quizais tivo máis influencia no posterior desenvolvemento da PE foi o estudo de Vitousek et al., (1986), quen estudaron a apropiación humana de produción primaria neta (AHPPN).

Esta análise parte da premisa de que os organismos non fotosintetizadores dependemos da enerxía almacenada polos vexetais, quen capturan a enerxía solar e a transforman en enerxía útil, que adquirimos alimentándonos, directa ou indirectamente, das plantas verdes. A cantidade de enerxía capturada na fotosíntese polos produtores primarios<sup>23</sup>, en tanto determina a cantidade de alimento dispoñible, é un factor que restrinxe a vida do resto de especies e, polo tanto, dos ecosistemas.

Os humanos apropiámonos de PPN de distintas formas. Directamente, mediante o consumo de enerxía realizado na obtención de alimentos fibras e madeira e, indirectamente, mediante a alteración dos ecosistemas realizando actividades como a deforestación, pavimentación... que reducen a enerxía primaria dispoñible.

O incremento do tamaño das necesidades do metabolismo humano nas últimas décadas propiciou que nos apropiemos cada vez dunha cantidade de enerxía maior, reducindo á enerxía dispoñible para outras especies. Vitousek et al., (1986) sinalan que os humanos nos apropiamos dun 45% da PPN terrestre é en torno a un 25% da PPN total do planeta, o que significaría que, se duplicamos o tamaño do noso metabolismo, practicamente non quedaría espazo para ningunha especie agás nós. Outros estudos máis recentes, por exemplo, Inhoff et al., (2004), estiman que nos apropiamos en torno a un 20% da PPN terrestre, se ben nalgunhas partes do planeta como Europa Occidental e Asia Central, a apropiación humana acada máis do 70% da PPN desas zonas.

Independentemente da fiabilidade dunha ou outra cifra, o certo é que a análise da

---

**23** A cantidade de enerxía capturada polos produtores primarios sería a produción primaria bruta (PPB). A produción primaria neta é igual á PPB, reducida pola cantidade de enerxía consumida no crecemento e reprodución dos fotosintetizadores.

apropiación humana da PPN podería ser unha forma de estudar o uso da natureza por parte dos humanos, pois tanto os humanos como o resto de especies competimos por esa enerxía e o noso consumo restrinxe a supervivencia doutras especies. Porén, se ben sabemos que unha AHPPN do 100% sería destrutiva, pois non habería espazo para outras especies, non existe consenso a respecto de cal debe ser o nivel de apropiación máximo ao que se pode chegar (Haberl et al., 2004).

Este e outros motivos fan que Wackernagel e Rees opten por empregar un numerario distinto, de modo que se superen algúns dos problemas asociados coa mera análise da apropiación humana da enerxía primaria.

O argumento pódese resumir do modo seguinte. Puidera ser que os humanos utilizemos toda a PPN nunha zona árida ou nun deserto. Nese caso, non deixaríamos lugar para ningunha especie distinta da nosa, se ben, debido ás propias características da zona, incluso sen a nosa apropiación, a vida case non existe. Por outro lado, unha apropiación porcentual moito menor nunha selva tropical podería afectar á vida de máis especies.

Tendo en conta isto, deféndese que o verdadeiro límite ecolóxico non é a cantidade de enerxía solar que chega á Terra, senón o que a natureza produce con ela, de modo que a análise do uso da natureza polos humanos debe considerar tanto a calidade como a cantidade de enerxía e materia dispoñible pola humanidade (Wackernagel e Rees, 1996). Esta cuestión é incorporada a análise introducindo a superficie, pois considérase que é unha unidade máis apropiada que o fluxo de enerxía considerado illadamente. A superficie dos ecosistemas ofrece información a respecto do seu potencial fotosintético, incluíndo información da súa produtividade:

*“Dende que a área de cada categoría de ecosistema é, grosso modo, proporcional ao seu potencial fotosintético para a produción de biomasa de baixa entropía, a calidade da terra é un indicador da integridade funcional dos ecosistemas relacionados e da súa produción potencial a longo prazo” (Wackernagel et al., 1999, 377).*

A superficie, ademais de ser o lugar onde están situados os fotosintetizadores, considérase un bo indicador para medir o uso do capital natural, pois reflicte claramente que habitamos un planeta que é extenso pero finito, ademais de ser o sustento de numerosas funcións vitais que soportan a vida nos ecosistemas, proporcionando os servizos

ecolóxicos fundamentais<sup>24</sup>. Por outro lado, na superficie se visualizan de modo doado as alteracións debidas ás actividades humanas, pois somos os únicos seres vivos coa capacidade de transformala, con diferentes finalidades (construír vivendas e infraestruturas, cultivar...). Deste modo a contabilización daquela superficie que foi modificada ou, noutras palabras, degradada polos humanos, viría a constituír un indicador do uso humano da natureza.

De aí que o punto de partida de Wackernagel e Rees á hora de construír o seu indicador fose precisamente a análise daquela superficie que foi modificada polos humanos, indicativa da cantidade natureza que necesitamos para satisfacer as nosas necesidades.

A superficie dispoñible constituiría un indicador da capacidade de carga, sendo a referencia a empregar para determinar se estamos, ou non, dentro dos límites da biosfera. Deste modo, dan resposta ás dúas cuestións implícitas no cumprimento do imperativo ecolóxico, obtendo unha forma de determinar tanto o uso humano da natureza como a capacidade de carga<sup>25</sup>.

Debemos destacar que Wackernagel e Rees non foron primeiros en empregar a variable superficie como numerario á hora de determinar a cantidade de recursos necesarios para satisfacer as necesidades humanas. Borgstrom (1965, 1973) definiu anteriormente o concepto de “superficie pantasma” (*ghost acreage*), que recolle a superficie adicional que unha nación precisa para obter a cantidade neta de alimentos e combustibles que proceden de fóra do seu territorio (Borgstrom, 1965). Posteriormente, Catton (1980) retoma este concepto para ilustrar a súa teoría do sobrepasamento, sinalando que moitos países recorren a “capacidade de carga pantasma” para manter o nivel de vida dos seus habitantes. Wackernagel e Rees coñecían os traballos de Borgstrom e Catton, estando influenciados polas súas contribucións<sup>26</sup>.

---

**24** Na medida en que se destaca a importancia dos recursos obtidos da terra, o indicador elaborado e a visión da sustentabilidade de Wackernagel e Rees presentan certas reminiscencias fisiocráticas, se ben a visión dos autores a respecto doutras cuestións, como o papel do comercio exterior e substancialmente diferente á dos fisiócratas.

**25** Tal e como veremos, é posible empregar máis superficie da dispoñible, polo que, en caso de seren insustentables, poderase saber en que medida sobrepasamos os nosos límites naturais.

**26** En Wackernagel e Rees (1996) e Wackernagel e Monfreda (2004) recoñécese a influencia de Catton, e do concepto de “superficie pantasma” como un dos predecesores da da PE.

## 2.2. A PEGADA ECOLÓXICA NA SÚA CONCEPCIÓN INICIAL

Dende as primeiras publicacións de principios dos 90, a análise de PE ten evolucionado notablemente. Os cambios son de diferente natureza e magnitude, incluíndo desde cuestións de pouca repercusión como, por exemplo, a incorporación dunha nova fonte estatística, ata outras de relevancia conceptual e metodolóxica, como aquelas relacionadas co método de cálculo, ou modificacións dos obxectivos que inicialmente se propoñían para o indicador. De aí que consideremos de interese facerse eco desta evolución ao longo do tempo.

Nesta parte, describimos os fundamentos da PE tal e como foi deseñada inicialmente. A selección de características que definen o concepto inicial da PE realízase considerando principalmente os obxectivos, a interpretación e o método de cálculo. É dicir, de acordo a estas tres variables defínense dúas etapas diferentes, sen que o criterio elixido sexa cronolóxico.

É certo que, dado que a evolución da PE foi gradual ao longo do tempo, existe unha certa identificación entre a etapa inicial e as primeiras publicacións sobre o tema. Non obstante, é difícil definir un momento concreto a partir do cal se cambia de etapa e, incluso nunha mesma obra pode haber elementos das dúas. Igualmente, unha definición ou unha idea presente nunha publicación recente, pode ser válida na primeira etapa, sempre que, no caso de que houber algunha modificación, os cambios non sexan significativos e obedezan a aumentar a súa precisión, sen contradicir a versión inicial. Optamos, por tanto, por un criterio conceptual de carácter atemporal, máis adecuado dende o noso punto de vista.

Os textos manexados son para realizar esta tarefa deben cumprir o requisito de que figuren como autores Mathis Wackernagel e/ou William Rees, independentemente de que neles participen outros autores. Entre outras cousas, isto implica asumir que ambos están totalmente de acordo a respecto das cuestións relevantes para a análise, cando, non necesariamente, debe ser así, sobre todo despois das numerosos cambios realizados ao longo do tempo.

Somos conscientes da dificultade de establecer a separación entre as dúas etapas, pois existe, existe un gran número de cuestións que se foron modificando ao longo do

tempo<sup>27</sup>. Nalgúns casos trátase de modificacións relativas a cuestións fundamentais (obxectivos, usos do indicador...), polo que son facilmente detectables. Noutros casos, as modificacións son de menor relevancia, sen que sempre estean explícitas nos textos, nin se describan co suficiente grao de detalle. De aí que a realización en profundidade deste traballo podería ser, en si mesmo, o obxecto dunha tese de doutoramento.

Non obstante, consideramos que a fondura da nosa análise, cunha extensión adaptada a unha parte dun capítulo dun traballo cuxo obxecto principal non é realizar unha revisión bibliográfica da literatura sobre a PE, permite detectar os cambios máis significativos sufridos polo indicador ao longo do tempo.

É certo que nalgúns casos pode existir certa subxectividade á hora de decidir se un determinado cambio ou avance no concepto pertence ou non a etapa inicial. Neste caso, optamos por só considerar que existen cambios cando a modificación é de tal magnitude que é evidente que é diferente do que se dicía sobre o mesmo inicialmente. De aí que, probablemente, exista máis discusión a respecto de se algunha modificación que non se considera significativa sexa significativa que no caso contrario.

### 2.2.1. O concepto de PE

Comentabamos no capítulo anterior que Wackernagel e Rees tentan elaborar un indicador que recolla a cantidade de superficie que é modificada polos humanos, de modo que estime a cantidade de natureza que necesitamos para satisfacer as nosas necesidades.

Partindo desta consideración, xorde o concepto de PE. A definición máis empregada xa se recolle en Wackernagel e Rees (1996, 51-52):

*“A PE é a superficie terrestre produtiva (ou o ecosistema acuático) necesaria para manter o consumo de recursos e enerxía, así como para poder absorber os residuos producidos*

---

<sup>27</sup> A busca de literatura pechouse en outubro de 2008. Empregáronse principalmente as bases de datos de Scopus e Science Direct, ademais de buscar bibliografía nas propias referencias que íbamos incorporando ao noso estudo. Scopus ([www.scopus.com](http://www.scopus.com)) actualízase diariamente e cubre 30 millóns de resumos de máis de 15.000 publicaciónes. Science Direct ([www.ScienceDirect.com](http://www.ScienceDirect.com)) cubre en torno ao 25% da bibliografía en áreas como ciencia, tecnoloxía e medicina (Wiedamnn e Minx, 2007).

*por unha determinada poboación humana ou economía, empregando a tecnoloxía habitualmente utilizada, independentemente de onde estea situada a superficie”*

Na actualidade a definición actualizouse lixeiramente e, dende Global Footprint Network (GFN), organismo no que participan Wackernagel e Rees que, entre outras cousas, trata de avanzar na estandarización da metodoloxía de cálculo da PE, propónse a seguinte definición<sup>28</sup>:

*“A PE é unha medida de canta superficie bioloxicamente produtiva, incluíndo auga e terra, precisa un individuo, poboación ou actividade para producir todos os recursos que consume e absorber os refugallo que xera, empregando a tecnoloxía e prácticas de xestión máis frecuentes”. (GFN, 2007)”*.

En todo caso, no que atangue á definición da PE, non se pode dicir que, no esencial, mudase ao longo do tempo. A versión máis actual simplemente manifesta explicitamente a posibilidade de aplicación da pegada, non só a individuos e poboacións, senón tamén a todo tipo de actividades. Sen embargo, esta posibilidade estivo sempre presente no pensamento dos autores, se ben inicialmente non consideraron oportuno destacalo na definición<sup>29</sup>.

Así, Wackernagel e Rees, obteñen o indicador buscado, axustándose á concepción de sustentabilidade manifestada, expresándoo no numerario desexado, hectáreas de superficie produtiva. Intelixentemente, danlle a volta ao concepto de capacidade de carga e, en lugar de determinar o número de seres humanos que pode soportar un determinado territorio, propoñen a elaboración dunha ferramenta que estude canta superficie precisan os habitantes dunha determinada área para satisfacer as súas necesidades, en termos de consumos e xeración de refugallo<sup>30</sup>.

---

**28** Global Footprint Network (GFN) é unha rede na que participan máis de 80 organizacións de todo o mundo, incluíndo ONG,s, Centros de Investigación, Ministerios, Administracións Rexionais... Na actualidade lideran a investigación sobre a PE, desempeñando un papel similar a un “lexislador sobre PE a nivel mundial”. Entre os seus obxectivos está a elaboración anual dunha metodoloxía aplicable a países, denominada “Contabilidade de Pegada Ecolóxica Nacional”. No seu afán de estandarizar e mellorar o método de cálculo, dispón dun comité formal de revisión que supervisa os avances neste eido.

**29** En Wackernagel e Rees (1996, 79) sinálase que a análise de PE pode ser aplicada a varios niveis, incluíndo individuos, fogares, rexións, nacións ou o mundo.

**30** No lugar de preguntarse canta xente pode soportar o noso planeta, pregúntanse canta superficie precisan os humanos para soportar as súas necesidades (Chambers, et. al., 2000).

Con esta simple transformación foron capaces de obter un indicador que cumpre os requisitos que consideran necesarios, medindo a modificación do capital natural polos humanos. Eles mesmos constatan isto, ao afirmar que “*a pegada ecolóxica mide canto capital natural é empregado e, polo tanto, transformado polos humanos para satisfacer as súas necesidades, cuantificando que parte dos ecosistemas foi modificada*” (Wackernagel et al., 1999b, 377).

Afondando un pouco máis no concepto, observamos como a definición fai referencia a catro elementos que definen o indicador: superficie produtiva, consumo de recursos e xeración de refugallo, poboación humana ou economía e tecnoloxía existente. A continuación, analizamos o significado de cada un destes elementos.

### Superficie bioloxicamente produtiva

Unha primeira cuestión, relaciónase co feito de que a PE non inclúe a totalidade de superficie, senón que se refire á superficie bioloxicamente produtiva (SBP)<sup>31</sup>, incluíndo á superficie mariña.

Así, a pretensión da PE considerar só a demanda da “*superficie que é ecoloxicamente produtiva para usos humanos, excluindo, por exemplo desertos e polos*” (Wackernagel e Rees, 1996, 53)<sup>32</sup>, incluíndo só aquela superficie que é capaz de producir bens dos que os humanos nos apropiamos<sup>33</sup>.

Considerando unha definición máis recente, pero que non modifica a visión inicial de Wackernagel e Rees, enténdese que a superficie bioloxicamente produtiva abrangue “*a superficie de terra e auga, incluíndo os océanos e as masas de auga en terra, que soportan unha actividade fotosintética e unha acumulación de biomasa que*

---

**31** Esta superficie foi obxecto de diferentes denominacións, dependendo do estudo que consideremos. Algunhas das empregadas son superficie ecoloxicamente produtiva (Wackernagel e Rees, 1996,); capacidade bioloxicamente produtiva (Wackernagel e Yount, 1998) ou área bioprodutiva (Wackernagel et al., 2005) sendo a denominación superficie bioloxicamente produtiva (GFN, 2006a) a máis empregada na actualidade. Se ben todas son diferentes denominacións dun mesmo concepto, esta variedade de nomenclatura pode provocar confusións con outros conceptos relacionados, pero diferentes, como o de biocapacidade.

**32** Como veremos máis adiante, a exclusión da superficie improdutiva foi obxecto de crítica.

**33** Tal e como sinalan Kitzes et al., (2008b) o concepto esta definido desde unha perspectiva claramente antropocéntrica, feito recoñecido polos autores.

*pode ser empregada polos humanos significativa, excluindo as áreas non produtivas e marxinais como rexións áridas, alta mar<sup>34</sup>, superficies marxinais coa vexetación distribuída non homoxeneamente, a criosfera e outras superficies de baixa produtividade, ademais das superficies que producen biomasa que non é empregada polos humanos”* (GFN, 2006a, 2; GFN, 2007, 1).

En ambos casos, a definición non é demasiado concreta, polo que os autores avanzan un paso máis neste sentido, establecendo exactamente a súa composición. Así, defínense cinco tipos de superficie que cumprirían os requisitos da definición: superficie cultivada, pastos, bosques, mar e superficie construída (Wackernagel e Rees, 1996).

A súa determinación realízase recorrendo a estatísticas existentes que cuantifican a extensión de cada unha destas superficies. De acordo a GFN, (2006a, 1), no noso planeta existen na actualidade 11.200 millóns de ha de SBP, das que 1.500 millóns de ha son de cultivos, 3.400 millóns de ha de pastos, 3.700 millóns de ha de bosques, 2.400 millóns de hectáreas de superficie acuática empregada polos humanos, incluíndo as plataformas continentais e as masas de auga interiores, e 200 millóns de ha de superficie construída<sup>35</sup>.

### Consumo de recursos e xeración de refugallo

O segundo elemento importante presente na definición da PE fai referencia ao consumo de recursos e a xeración de refugallo. Cabe preguntarse, en primeiro lugar, a que recursos nos estamos a referir. A resposta obtémola en Wackernagel e Rees (1996), que nos din que a pegada non debe incluír só a superficie necesaria para producir recursos renovables e servizos que soportan vida<sup>36</sup>, senón tamén a aquela superficie produtiva,

---

**34** Tradución dos autores do termo “open-oceans”.

**35** GFN, (2006a, 1) sinala que estes datos proceden de FAO e son relativos ao ano 2003. No caso de países e rexións, habería que empregar estatísticas nacionais. En España, tanto a *Encuesta de Superficies de Rendimientos y Cultivos*, elaborada polo *Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación*, como o *Inventario Forestal Nacional*, elaborado polo *Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural*, son estatísticas que proporcionan este tipo de información.

**36** Tradución do autor de “life-support services”.

no senso en que acabamos de sinalar, que se perdeu debido á contaminación, radiación, erosión, salinización ou urbanización humana (pavimentación, edificación...) (Wackernagel e Rees, 1996, 52).

Esta afirmación é interesante, pois responde á nosa pregunta, engadindo información non presente na definición. A PE abrangue a superficie da que se obteñen recursos renovables que son consumidos polos humanos, ademais daquela que estragamos ou ocupamos, inda que non produza. Deste modo, os autores definen o modo en que, a efectos de PE, os humanos modificamos o medio ambiente: consumindo recursos naturais ou bióticos, producindo refugallos, e transformado a superficie produtiva en improdutiva. De acordo a Haberl et al., (2004), a PE contabiliza tres funcións dos ecosistemas empregadas polos humanos: subministro de recursos, absorción de refugallos e o espazo ocupado pola infraestrutura humana.

Considerando os impactos sinalados, diferéncianse seis tipos de actividades humanas que requiren SBP e, polo tanto, alteran o medio ambiente. De acordo a Wackernagel et al., (2002a), estas actividades son:

1. Recolección de cultivos para alimento, fibra, aceite e caucho;
2. A produción de alimento para o gando para a obtención de carne, coiro, la e leite;
3. A obtención de madeira dos bosques para a obtención de produtos de madeira, fibras e combustibles;
4. A pesca de auga salgada e doce;
5. A creación de infraestruturas para a edificación de vivendas, transporte, a produción industrial e a produción de enerxía hidroeléctrica;
6. A queima de combustibles fósiles;

Cada unha de estas actividades asúmese que require un único tipo de superficie específica: a obtención de cultivos precisa superficie cultivable; a alimentación do gando necesita de pastos; a obtención de madeira, bosques ou plantacións de árbores; a pesca precisa de superficie produtiva no mar; e a creación das infraestruturas realízase en diferentes tipos superficies, contabilizando a superficie construída. Tal e como veremos, a queima de combustibles fósiles relacionarase coa superficie dos bosques necesá-

ria para absorber as emisións de CO<sub>2</sub> que esta actividade produce. Igualmente, considérase que cada tipo de superficie proporciona só un único tipo de servizo ecolóxico, a pesares de que subministran dous ou máis ao mesmo tempo<sup>37</sup>.

A PE tratará de determinar a cantidade empregada de cada unha destas superficies, considerando que recollen a maioría de transformacións que os humanos realizamos no medio ambiente.

### **Poboación humana ou economía/ Calquera lugar do mundo**

A definición empregada considera a superficie modificada por unha poboación humana ou economía, sen establecer ningún tipo de restrición de tamaño ou ámbito xeográfico<sup>38</sup>. De aí que o indicador poda ser aplicado tanto á unha poboación de tamaño reducido, como á poboación mundial.

Tal e como veremos, é necesario que esa poboación se poida relacionar cun determinado territorio, pois doutro modo non se poderá comprobar se está ou non dentro da súa capacidade de carga dispoñible. De aí que sexa común estimar a pegada das poboacións de países, rexións, concellos, e incluso de todo o planeta, pois o nexco co territorio é claro.

Isto non significa que a PE sexa unha pegada territorial, inda que sexa común que, á hora de denominala, se relacione ao territorio de referencia. É dicir, faise referencia á pegada de Galicia, Francia ou China e non da pegada dos habitantes de Galicia, Francia ou China.

---

**37** Por exemplo, a superficie cultivada, ademais de producir diferentes tipos de cultivos, absorbe CO<sub>2</sub>.

**38** Cómpre destacar, tal e como veremos na descrición do método de cálculo, que a pegada estímase a partir da produción de bens e servizos realizada no territorio habitado polos habitantes cuxo nivel de vida é estudado. Se ben na definición de PE, e na orixe do concepto, está a determinación do consumo dos habitantes dunha determinada poboación, este consumo vaise medir, na práctica, a partir do uso de recursos totais dunha economía, modificados polos fluxos de comercio exterior. A relación cos habitantes vén dada polo reparto deste agregado entre o número de persoas que habitan o territorio estudado, e non a partir de estudos de consumo desa poboación. Deste modo, a superficie que estima o indicador está máis relacionada coa actividade económica do país, que co consumo da poboación, si se entende que neste concepto se inclúsen só os bens e servizos que consumen os cidadáns.

Se ben esta simplificación, moi habitual, pode ser casual e obedecer ao emprego dunha denominación máis breve, a matización non é, nin moito menos, irrelevante, pois conecta con outro dos elementos presentes na definición: a alusión a que os recursos consumidos poden proceder de calquera parte do mundo.

A existencia de comercio permite que as poboacións accedan a recursos situados en calquera parte do planeta e, polo tanto, fóra do territorio de referencia, independentemente de como sexa definido<sup>39</sup>. Dado que un dos medios que os humanos temos para modificar a superficie produtiva é o consumo de recursos, unha parte da PE, recolle a superficie apropiada deste modo, dentro ou fóra do territorio habitado polos habitantes da poboación estudada. Debido a isto, tal e como veremos, a PE se relaciona co estilo de vida dos cidadáns dun determinado territorio e non só co consumo de recursos procedentes del. No caso dos refugallos, ao igual que cos consumos, podería acontecer que a superficie necesaria para absorbelos sexa maior que a superficie existente no territorio da poboación estudada.

Sen embargo, a parte da PE que recolle a superficie ocupada/estragada está vinculada co territorio de referencia. É dicir, a PE dos habitantes de Galicia, recolle a ocupación do territorio en Galicia, independentemente de quen a realice. A edificación dunha vivenda en Francia por un galego computaríase na pegada dos franceses, mentres que a edificación dunha vivenda por un francés en Galicia, computaría na PE dos galegos. O mesmo ocorre con algúns servizos, como os relacionados co turismo, atribuídos ao país onde ocorren, e non no país de orixe do viaxeiro (Wackernagel et al., 2005).

Finalmente, cómpre tamén destacar que, se ben a definición relaciona á PE cunha poboación, o indicador pode expresarse, e adoita ser así, en termos *per cápita*, de modo que recolle a transformación de superficie dun habitante medio que habita o territorio estudado<sup>40</sup>.

---

**39** O dito nestas liñas é válido para PE rexionais ou non globais. Se nos referimos a pegada total do planeta, na medida en que, non existe o comercio exterior, esta diferenciación non sería necesaria.

**40** Tamén é frecuente que se amose a evolución do indicador reflectindo o número de planetas que os humanos necesitamos para manter o noso nivel de vida. Na medida en que, como veremos, necesitamos máis dun planeta, visualízase claramente que se están a consumir os recursos a un ritmo superior ao que se rexeran.

## Coa tecnoloxía empregada

A PE estímase considerando a tecnoloxía dominante que existe no momento do cálculo. A principal implicación desta asunción é que o indicador non é sensible aos cambios na tecnoloxía no futuro, producindo unha foto instantánea do momento do cálculo. A PE captura o que está pasando agora, ou no momento no que os últimos datos estean dispoñibles, sen que diga máis sobre o futuro “*do que di un velocímetro a respecto da velocidade futura*” (Wackernagel 1999, 317). Non obstante, a foto pode acadar certo dinamismo si se consideran series temporais de PE, podendo visualizar os cambios no período estudado (Wackernagel e Rees, 1996).

A consideración da tecnoloxía dominante non significa que esta variable non inflúe na dimensión da pegada, pois ao igual que outro tipo de factores, como os ingresos monetarios e os valores sociais e outros factores socioculturais, afectan ao estilo de vida dos habitantes do territorio estudado.

### 2.2.2. Metodoloxía de cálculo

A PE pode ser calculada a diferentes niveis, sendo factible o seu cálculo tanto para os habitantes de territorios de extensión reducida, como para a totalidade do planeta.

No caso de PE rexionais<sup>41</sup>, entendidas como aquelas referidas aos habitantes de calquera territorio agás a totalidade do planeta, a estimación da pegada presenta un elemento adicional, o comercio entre os habitantes de diferentes rexións, inexistente á hora de estimar o indicador desde unha perspectiva planetaria, se ben isto non implica o deseño dun método de cálculo específico para este caso.

A inclusión do comercio entre os habitantes de diferentes territorios xustifícase desde que na definición se menciona que o indicador trata de recoller o consumo de recursos e a xeración de refugallos. Se consideramos que o consumo dunha gran parte

---

**41** Senón se indica o contrario, o emprego do termo “rexional” o “rexión” ao referirnos á PE faise en contraposición á unha pegada global. É dicir, as PE de países, cidades, rexións... serán denominadas pegadas rexionais.

dos cidadáns do mundo está composto por recursos que proveñen de rexións diferentes a súa, o cómputo de só a superficie empregada no territorio de referencia exclúe da PE unha boa parte das necesidades de superficie totais.

Os alimentos que consume, por exemplo, un cidadán inglés non proceden exclusivamente da SBP do Reino Unido, senón que, na medida en que esa persoa consume produtos doutros países, require e emprega a súa superficie produtiva. Si se trata de cuantificar o total de superficie que usa ese cidadán, debe considerarse tamén a que está fóra do seu país, sen que iso se poda facer de modo directo. De aí que a PE non sexa unha superficie continua, senón que a superficie total da que se apropia calquera un cidadán pode estar repartida por todo o planeta (Wackernagel e Yount, 1998).

Tal e como sinalan Wackernagel e Rees (1996) o comercio exterior oculta a verdadeira superficie que necesitan os habitantes dun país para manter o seu estilo de vida, especialmente no caso dos cidadáns dos países máis industrializados, con maior capacidade de abastecerse de produtos procedentes doutros países. Deste modo, os ecosistemas que manteñen ás típicas rexións industrializadas xacen invisiblemente alén das súas propias fronteiras políticas e xeográficas, influíndo na saúde do medio ambiente de países moi distantes das súas fronteiras. Por estes dous motivos, os autores propoñen un método indirecto de estimación a superficie modificada polos humanos.

Pasando xa á elaboración da metodoloxía, o deseño dun método de cálculo da PE require da consideración de dúas cuestións. En primeiro lugar, é necesario que se poidan estimar, cunha precisión razoable, os recursos que consumen e os refugallos que xeran os habitantes da rexión estudada. A segunda asunción alude á necesidade de transformar ese consumo de recursos e fluxos de refugallos na superficie produtiva necesaria para subministrar esas funcións (Wackernagel 1998a).

Para a primeira tarefa son precisas estatísticas que permitan obter as magnitudes a estimar. Na medida en que as fontes precisas estean dispoñibles, este labor non supón obstáculo algún nin é obxecto de maior controversia. Non obstante, a ausencia da información adecuada, ou a pouca calidade da información dispoñible pode ser un problema importante en determinadas situacións. Se ben as estatísticas necesarias acostuman estar dispoñibles a nivel estatal, a estimación da PE complícase cando descendemos a

outros niveis (rexións, cidades...), tendo en moitos casos que asumir patróns de consumo do país neste tipo de realidades.

En canto á segunda tarefa, precisa da determinación do modo en que se van transformar os consumos/refugallos nas hectáreas de superficie produtiva necesarias para a súa obtención. Neste caso, a elección a alternativa elixida pode influír nos resultados.

### **2.2.2.1. O método composto: a versión rexional**

A continuación, desenvolvemos o método de cálculo proposto por Wackernagel e Rees, denominado “método composto”<sup>42</sup>. En Wackernagel e Rees (1996) expóñense con bastante detalle os seus fundamentos, se ben non se incide especialmente nas diferenzas de aplicación a nivel rexional ou a todo o planeta. Posteriormente, diferentes traballos teñen introducido e mellorado algúns aspectos, que incluían tanto cuestións xenéricas do método, como outras relativas á PE de realidades concretas.

É destacable que, unha boa parte do esforzo metodolóxico está orientado á estimación de pegadas de estados, o que non impide que os avances acadados se poidan aplicar a outras realidades, se a información axeitada está dispoñible. Así Wackernagel et al. (1993), Wackernagel et al. (1997) Wackernagel e Yount (1998); Wackernagel et al., (1999) e Monfreda et al., (2004) desenvolven diferentes aspectos relativos ao método de cálculo da PE de países, incorporando e mellorando diferentes aspectos.

Máis recentemente, coa aparición en 2003 da rede GFN, publícase anualmente desde 2005 unha versión da metodoloxía coas últimas incorporacións, baixo a denominación “Contabilidade de PE Nacional”<sup>43</sup>. A participación de Wackernagel neste organismo, coa colaboración dalgúns principais expertos sobre análise de PE do planeta, confírelle a estes traballos anuais un papel similar a unha norma, reforzado pola publicación na mesma rede en 2006 dos “Estándares de PE 2006” (GFN, 2006b). Os “estándares” establecen unha serie de requisitos para que os diferentes estudos de PE (a nivel

---

<sup>42</sup> Por exemplo, Chambers et al., (2000) ou Wackernagel e Monfreda (2004) empregan esta denominación.

<sup>43</sup> Sería o que os autores denominan “National Footprints”.

nacional, rexional, local, corporativo...) ofrezan resultados comparables, robustos e transparentes (GFN, 2006b)<sup>44</sup>.

Ata o momento están dispoñibles as edicións de “Contabilidade de PE Nacional” dos anos 2005 (Wackernagel et al., 2005), 2006 (Kitzes et al., 2007c), e 2008 (Ewing et al., 2008)<sup>45</sup>. En canto aos “estándares”, só esta publicada a versión mencionada.

Así mesmo, Wackernagel participa dende 2000 na elaboración dos informes bi-anuais *Informe Planeta Vivo* (IPV), elaborados polo *World Wide Fund* (WWF)<sup>46</sup>, polo que as cuestións metodolóxicas incluídas nestes informes son tamén obxecto da nosa investigación. Dado que WWF é un dos membros máis relevantes de GFN, a metodoloxía empregada nos tres últimos IPV coincide coa “Contabilidade de PE Nacional” que elabora GFN. Non obstante, os informes IPV son útiles pois, en ocasións ofrecen información adicional sobre cuestións concretas relacionadas co método de cálculo, non presentes nos diferentes artigos publicados<sup>47</sup>.

Neste apartado, o nos obxectivo é realizar unha descrición xeral da versión inicial do método composto, sinalando en seccións posteriores algúns dos cambios experimentados.

A maioría do que se vai explicar é, cando menos teoricamente, válido para o cálculo da pegada planetaria, se ben neste caso habería que obviar os comentarios relativos ao comercio exterior. Non obstante, consideramos que a claridade expositiva mellora si se consideran separadamente as particularidades do cálculo da PE do planeta, dedicando un apartado a estas cuestións.

---

**44** Antes de existir GFN, Wackernagel foi membro da organización *Redefining Progress*, dende onde se realizaron diferentes contribucións ao desenvolvemento do método de cálculo. (Wackernagel et al., 2001; Wackernagel et al., 2002b).

**45** A edición da “Contabilidade de PE nacional” 2008 e o IPV do mesmo ano, publícanse en novembro, cando esta parte desta investigación estaba xa rematada. De aí que incorporem as novidades relevantes, mais non realizamos unha análise en profundidade destes dous traballos.

**46** Os Informes IPV incorporan a análise de PE no ano 2000, estimando a pegada dos países con poboacións superiores a 1 millón de habitantes, ademais da pegada global. Nese ano xa participa Wackernagel, incorporándose en 2004 a rede GFN. Existen versións electrónicas dos informes desde 1998 en [http://www.panda.org/news\\_facts/publications/living\\_planet\\_report/lpr00/index.cfm](http://www.panda.org/news_facts/publications/living_planet_report/lpr00/index.cfm)

**47** Este é un problema co que nos atopamos frecuentemente, pois, en xeral, os diferentes artigos non tenden a realizar unha explicación completa do método de cálculo, senón a explicar brevemente cuestións concretas.

O “método composto” parte da estimación do consumo medio *per cápita* de cada categoría de consumo obxecto de estudo, lembremos, os recursos bióticos<sup>48</sup>. Para iso, son precisas estatísticas relativas ao consumo dos recursos estudados, ademais da poboación do territorio obxecto de análise. En canto á primeira cuestión, debemos, inicialmente, determinar o consumo total de cada produto na rexión estudada, expresándose en toneladas ou outra unidade de masa.

A determinación do consumo adoita realizarse empregando un procedemento habitual en economía, consistente en engadir á produción as cantidades importadas, eliminando as exportacións do produto en cuestión. Unha vez feito isto, simplemente se divide o consumo total pola poboación, obtendo un valor medio por habitante (*t/hab*).

Esta forma de proceder favorece o calculo do indicador pois, é común que existan fontes estatísticas estatais que recollen a información necesaria cun nivel de desagregación suficiente<sup>49</sup>. Isto non significa que, estando dispoñibles estatísticas directas de consumo por habitante<sup>50</sup>, debamos proceder deste modo, pois estímase un consumo aparente e non 100% real<sup>51</sup>:

*“Denominamos a este consumo (o obtido engadindo as X e restando as M á produción) consumo aparente, pois difire do verdadeiro consumo dos fogares ao incluír os recursos procesados para bens exportados, excluindo os recursos incorporados nos produtos finais*

---

**48** O exposto a continuación podería facerse considerando inicialmente a totalidade da poboación do territorio estudado, e non valores *per cápita*.

**49** Por exemplo, en España a “Base de datos de Comercio Exterior”, elaborada pola *Agencia Española de Administración Tributaria* (AEAT), permítenos obter a cantidade e valor exportados e importados dunha serie de categorías de produto, cun nivel de desagregación elevado.

**50** Martín Palmero (2004, 73), emprega información directa da dieta alimentaria media para estimar o consumo de alimentos *per cápita* na PE de Galicia.

**51** Nalgúns dos primeiros traballos sobre PE, por exemplo, Wackernagel e Rees (1996) ou Wackernagel (1998a) non se referían ao consumo aparente, senón ao consumo, se ben dende, cando menos Wackernagel et al., (1999) esta é a denominación empregada. Wiedmann et al., (2006c) sinalan dúas fontes de diferenzas entre o consumo real e aparente. En primeiro lugar, os factores de intensidade enerxética e de emisións de CO<sub>2</sub> aplicados aos bens importados e exportados tratan de recoller a enerxía incorporada a produción de cada ben. A cantidade de enerxía incorporada diferirá da enerxía real en función da precisión dos factores de intensidade enerxética. En segundo lugar, a PE non reflicte a enerxía incorporada ás M e X de servizos, pero si a enerxía consumida na súa produción doméstica. WWF (2000) destaca que a non consideración nas X e M dos residuos xerados na produción agrícola poden distorsionar a PE daqueles países cun gran volume de X ou M destes produtos.

*importados [...] O consumo tamén inclúe os refugallos entre a produción e o consumo final” (Wackernagel et al., 1999b, 380).*

En todo caso, asúmese habitualmente a identidade entre consumo real e consumo aparente, aínda que podería ser corrixido, se existise a información máis detallada dos fluxos comerciais. Por outro lado, as supostas vantaxes do método indirecto pódense esvaer se calculamos pegadas de niveis administrativos inferiores aos estados, pois a inexistencia de estatísticas que recollan os fluxos comerciais entre rexións tense convertido nun problema importante a este nivel<sup>52</sup>.

Unha vez calculado o consumo de cada categoría de produto por habitante, cómpre transformalo na superficie produtiva necesaria para obtelo. Para isto, o método proposto emprega información da produtividade biolóxica da superficie onde se obtén o produto en cuestión, expresada en toneladas por hectárea ( $t/ha$ ). Dividindo o consumo ( $t/hab.$ ) entre a produtividade ( $t/ha$ ), obteríamos as hectáreas de superficie necesarias para manter o consumo de cada habitante do territorio estudado.

Desde unha perspectiva rexional, podería pensarse en empregar a produtividade do territorio de cuxos habitantes se está a estimar a PE. Porén, recoméndase empregar valores representativos da produtividade media mundial pois, deste modo i) a PE reflicte o feito de que o consumo está globalizado, no sentido en que os cidadáns consumen recursos naturais que proveñen de todo o mundo e non só da superficie ecoloxicamente produtiva que lle corresponde (Wackernagel et al., 1999b); ii) facilítase a comparación entre pegadas de diferentes países, (Wackernagel e Rees, 1996; Wackernagel 1998a).

En relación á primeira cuestión, como xa adiantamos, a PE componse de superficies que proveñen de todo o mundo, polo que ten sentido que o rendemento aplicado para transformar consumos en superficies sexa un valor medio mundial para cada unha. Así, o cálculo da PE empregando rendementos locais, non sería apropiado para realizar comparacións entre países, se ben si que podería ter utilidades alternativas. Tal e como sinalan Wackernagel e Rees (1996), as diferenzas entre unha mesma PE

---

<sup>52</sup> Marín Palmero (2004, 77) constata este problema á hora de obter información do comercio entre Comunidades Autónomas en España.

calculada con rendementos globais e locais, amosan as variacións nas produtividades e as prácticas de xestión o que, na nosa opinión pode ser útil si se e emprega a PE para tomar decisións a respecto do territorio en cuestión (Carballo Penela e Villasante, 2007).

Por outro lado, o emprego de produtividades locais podería fomentar estratexias non desexadas, pois países cunha pegada elevada poderían optar por incrementar as M daquelas zonas do planeta máis produtivas para minimizar a súa pegada, influíndo nas estratexias produtivas dos países exportadores.

En canto á segunda cuestión, a comparación entre pegadas, o uso dunha mesma produtividade, neste caso a media mundial, implica asumir que interesa que as diferenzas na PE dos diferentes países ou rexións sexan debidas aos diferentes patróns de consumo. Así, o uso dunha produtividade común evita que existan diferenzas causadas polos rendementos: emprégase a produtividade da superficie como un medio para transformar os consumos en superficies, máis non se pretende que inflúa no tamaño da PE quen, deste modo, depende fundamentalmente do consumo.

Por estes motivos, o rendemento preferido polos autores é o mundial. Non obstante, ponse a énfase na importancia de que a comparación de pegadas entre países se realice empregando a mesma produtividade, sen que, necesariamente sexa a media mundial:

*“Ao igual que na análise financeira pódense empregar marcos, francos suízos ou dólares, os estudos de PE precisan dunha unidade común para que os diferentes impactos sexan comparables entre eles e coa capacidade ecolóxica dispoñible[...] A elección da medida axeitada non afecta ao tamaño da pegada da humanidade comparada coa capacidade ecolóxica, senón que é máis unha cuestión de presentación”.* (Wackernagel, 1998b, 223).

O rendemento empregado é, polo tanto, a divisa na que se expresa a PE, sendo preciso que, á hora de facer comparacións, as pegadas estean calculadas co mesmo rendemento, en principio, a produtividade media mundial de cada produto.

Ilustramos o procedemento de cálculo cun exemplo. Consideremos que queremos calcular a PE dun produto, por exemplo o trigo, consumido polos habitantes de Galicia

nun determinado ano. A táboa seguinte recolle a información necesaria para poder aplicar o método de cálculo neste caso<sup>53</sup>:

Tal e como reflicte a táboa, calcúlase, en primeiro lugar, o consumo aparente do modo en que indicamos (P+M-X), neste exemplo, 750.000 toneladas de trigo. Seguidamente, dividiríase ese valor entre a poboación galega, 2.800.000 habitantes, obtendo un consumo *per cápita* de 0,26 t/hab. Se consideramos a produtividade media no planeta de todas as superficies nas que o trigo se cultiva, 1,2 t/ha, obtemos unha PE por habitante de 0,217 ha/hab.

Este proceso se repetiría para cada un dos produtos para os que se calcule a PE, de modo que a pegada completa dun habitante medio calcularíase sumando a superficie asociada á produción de tódolos produtos que consume. Para estimar a PE do país en cuestión, habería que multiplicar esa PE polo número de habitantes, ou ben estima directamente a partires do consumo aparente total<sup>54</sup>.

**Táboa 2.1.** Exemplo de cálculo da PE dun produto

Concepto	Cantidade
Produción de trigo en Galicia (t)	1.000.000
Exportacións (t)	50.000
Importacións (t)	250.000
Consumo aparente total (t)	750.000
Poboación de Galicia (hab.)	2.800.000
Consumo por habitante (t/hab.)	0,26
Produtividade das superficies que producen trigo (media mundial) (t/ha)	1,2
PE do consumo de trigo dun cidadán medio galego (ha/hab.)	0,217

**Fonte:** Elaboración propia.

<sup>53</sup> Os datos empregados tratan simplemente de ilustrar o método de cálculo, sen ter relación coa PE real deste produto.

<sup>54</sup> O método está exposto en termos *per cápita*, se ben podería realizarse considerando os agregados referidos á poboación do territorio estudado, dividindo ao final pola poboación.

As ecuacións do Cadro 2.1 recollen o que sería o proceso de cálculo completo:

**Cadro 2.1.** Esquema de cálculo da PE dun país ou rexión (Ha)

$$C_{(p.c.)i} = C_{ai} / P_{ob} \quad [1]$$

$$PE_{(p.c.)i} = C_{(p.c.)i} / P_i \quad [2]$$

$$PE_{(p.c.)} = \sum_{i=1,n} EF_{(p.c.)i} \quad [3]$$

$$PE_{(pob.)} = EF_{p.c.} \quad [4]$$

$C_{(p.c.)i}$ : Consumo *per cápita* do produto *i*

$C_{ai}$ : Consumo aparente total do produto *i*

$P_{ob.}$ : Poboación total do país ou rexión

$PE_{(p.c.)i}$ : Pegada ecolóxica *per cápita* do produto *i*

$P_i$ : Produtividade media mundial do produto *i*

$PE_{(p.c.)}$ : Pegada ecolóxica *per cápita* do cidadán medio

**Fonte:** Elaboración propia a partir de Wackernagel e Rees (1996, 66).

Na medida en que cada produto consumido se obtén dunha determinada superficie, o cálculo da PE propicia que, unindo as categorías de consumo coas categorías do uso da terra, se poda elaborar unha matriz de “consumo-superficies”, onde cada fila amosa a apropiación de superficie dunha categoría de consumo concreta, e cada columna a distribución da apropiación dun tipo de superficie entre os distintos tipos de consumo.

Se ben na Táboa 2.2 anterior figuran 5 categorías de consumo, poderíase facer unha desagregación maior, en función da información dispoñible. A suma por columnas nos ofrecería a PE completa dun determinado produto, mentres que, sumando por filas, obteríamos a pegada total de cada superficie.<sup>55</sup>

<sup>55</sup> A Táboa 2.2 recolle as denominacións habitualmente empregadas para cada superficie, se ben ao longo do tempo algunhas foron modificadas. Inicialmente considerábanse seis tipos de superficie (“Uso de enerxía fósil”, “Superficie degradada”, “Xardíns”, “Superficie cultivada”, “Pastos” e “Bosques”), mentres que na actualidade empréganse as denominacións “Área de absorción de CO2 ou Pegada do carbono”, “Superficie construída”, “Superficie cultivada”, “Pastos” e “Bosques”(Wackernagel e Rees, 1996; Kitzes et al., 2008a).

**Táboa 2.2.** Matriz de superficies apropiadas por categoría de consumo (ha/cápita)

Concepto	Superficie cultivada	Pastos	Bosques	Superficie construída ou degradada	Enerxía ou absorción de CO <sub>2</sub>	Mar	Total
Alimentación							
Fogar							
Transporte							
Bens de consumo							
<b>Total</b>							<b>PE total</b>

**Fonte:** Elaboración propia a partir de Wackernagel e Rees (1996).

En relación á superficie construída, esta metodoloxía non ten moito sentido, pois non se recolle a modificación dos ecosistemas derivada do consumo de bens, senón a construción de infraestruturas para os humanos. Dado que este modo de apropiación da superficie é perceptible visualmente, realízase unha estimación directa, en base á tecnoloxía existente (imaxes vía satélite, sistemas de información xeográfica...) <sup>56</sup>. A PE pretende recoller a produtividade que se perde pola ocupación de superficie, asumíndo-se que as infraestruturas consideradas ocupan superficie cultivable (Wackernagel et al., 2005).

A maiores, existe unha metodoloxía específica para estimar a PE asociada ao consumo de enerxía, tal e como veremos en seccións posteriores.

### **2.2.2.2. Factores de equivalencia**

Se ben acabamos de expoñer a metodoloxía tal e como se formula inicialmente, existe unha mellora importante, non presente en Wackernagel e Rees (1996), pero si xa nos seguintes estudos, cando menos a partir de Wackernagel (1998a).

<sup>56</sup> A pesares dos avances tecnolóxicos, na actualidade considérase que este tipo de superficie é a peor documentada, pois as imaxes vía satélite non son capaces de comparar infraestrutura dispersa e estradas (WWF, 2006, 2008).

O “método composto” baséase en estimar a superficie asociada aos consumos de cada categoría de produto, de modo que a PE total se obtén mediante a suma de cada subpegada (cultivos, pastos, bosques...). Non obstante, a capacidade de producir biomasa para uso humano de cada superficie é diferente, polo que a PE inclúe hectáreas non homoxéneas en termos de produtividade. Podería acontecer que dúas rexións cunha mesma PE manteñan un consumo de recursos diferente en función do tipo de superficie que a compoñan. Doutro modo, para producir unha mesma cantidade de biomasa poderían ser necesarias máis ou menos hectáreas, dependendo do *mix* de superficie considerado.

Para evitar este problema, elabóranse factores que ponderan cada compoñente en función da relación entre a súa produtividade e a produtividade media da superficie do planeta. Por exemplo, a aplicación dun factor de equivalencia de 3,2 á superficie “Superficie cultivable”, indicaría que esta superficie ten capacidade para producir 3,2 veces máis biomasa que a media de toda a SBP existente (Wackernagel, 1998a).

#### **Cadro 2.2.** Cálculo das Gha asociadas a un tipo de superficie

$$PE (Gha) = PE (ha) \times \text{Factor de equivalencia (Gha/ha)} \quad [5]$$

**Fonte:** Wackernagel et al. (2005).

De este modo, a PE non se expresaría en hectáreas reais, senón en hectáreas ponderadas ou estandarizadas en función da relación entre a produtividade de cada superficie e produtividade media mundial. As hectáreas ponderadas son denominadas hectáreas globais (Gha) e obtéñense multiplicando cada unha das superficies que conforman a PE polo seu factor de equivalencia.

As hectáreas globais non son máis que hectáreas ponderadas en función da produtividade ou, doutro modo, “*hectáreas cunha capacidade para producir biomasa igual a produtividade media mundial do ano en cuestión*” (Wackernagel et al., 2002a). Son consideradas unha medida da capacidade produción biolóxica, máis que da superficie ocupada por cada compoñente da PE. As definicións actuais insisten nesta cuestión e GFN, (2007) define ás Gha como “*unha superficie con produtividade ponderada empregada*

*para informar tanto da biocapacidade da Terra como da demanda de biocapacidade (a PE). As Gha son normalizadas en función da produtividade media da superficie terrestre e mariña nun determinado ano”.*

Cómpre sinalar que a ponderación pódese realizar de diferentes maneiras. Inicialmente, emprégase a produtividade media mundial real (tamén denominada actual) de cada superficie, sen facer mención algunha a outro valor. Na actualidade considérase a produtividade potencial de cada superficie ou a capacidade máxima de producir biomasa útil para os humanos, e non á produción real (Wackernagel et al., 2002a; Wackernagel et al., 2005; Ewing et al., 2008). Tanto se consideramos valores reais ou potenciais, en ambos casos estaríamos a falar de Gha<sup>57</sup>, se ben o máis habitual é que se refiran a hectáreas ponderadas coa produtividade potencial.

Se embargo, no que atangue ao cálculo de factores de equivalencia na concepción inicial da PE, considerábanse os rendementos existentes cada ano, obtidos de diferentes publicacións de FAO<sup>58</sup>. O modo de calcular estes factores, inda que non excesivamente descrito, non debe diferir moito do seguinte.

En primeiro lugar, cómpre asignar cada tipo de produto a unha das superficies que conforman a PE. Posteriormente, estímase a produtividade media de tódolos produtos obtidos de cada superficie no ano en cuestión, ademais do rendimento medio de todas as superficies produtivas incluídas na análise de PE, valor en base ao cal se obtén a ponderación. Calquera circunstancia que afecte ao rendimento dunha determinada superficie (desde prácticas de xestión ata climatoloxía) podería propiciar cambios no factor ao longo do tempo.

Os factores de equivalencia están referidos ao ano no que se realiza o cálculo da PE. O ámbito ao que se vaia aplicar a PE non modifica o factor a empregar polo que, nun

---

**57** Anteriormente, en WWF (2000, 12) empregábase o termo unidades de área (*área units*) para referirse a “unha hectárea de espazo bioloxicamente produtivo coa produtividade media mundial”. No seguinte informe IPV, en 2002, xa se emprega a denominación Gha para referirse a hectáreas coa biomasa útil igual á media mundial dese ano, indicando que o termo “útil” refírese á porción de biomasa empregada polos humanos.

**58** Principalmente, os anuarios de produción e comercio que FAO edita anualmente. Na actualidade, bases de datos como PROSTAT (<http://faostat.fao.org/site/567/default.aspx>) dentro de FAOSTAT, facilitarían o cálculo dos factores de equivalencia, proporcionando series históricas de produción e rendementos por hectárea de todo tipo de cultivos.

mesmo ano, cada tipo de superficie é multiplicada sempre polo mesmo factor, independentemente de si estamos calculando a PE dun país ou doutra realidade diferente (cidades, organizacións, produtos...).

A Táboa 2.3 recolle a evolución dos valores acadados polos factores de equivalencia ao longo do tempo.

**Táboa 2.3.** Evolución do valor dos factores de equivalencia empregados (Gha/ha)<sup>59</sup>

Superficie	Wack. (1998a) 1993	WWF (2000) 1996	Wack. et al., (1999) 1997	Wack. et al., (2002a) 1999	Wack. et al., (2005) <sup>60</sup> 2001	GFN, (2006a); 2003	Ewing et al., (2008) 2005
Principais terras agrícolas	2,8	3,16	2,8	2,1	2,2	2,21	2,64
Terras marxinais	-	-	-	-	1,8	1,79	-
Bosques	0,6	1,78	1,1	1,3	1,4	1,34	1,33
Terras de pastoreo permanentes	0,5	0,39	0,5	0,5	0,5	0,49	0,50
Mar <sup>61</sup>	0,2	0,06	0,2	0,4	0,4	0,36	0,40
Augas continentais	-	-	-	-	-	0,36	0,40
Superficie construída	2,8	3,16	2,8	2,2	2,2	2,21	2,64
Área de absorción de CO <sub>2</sub>	1,1	S.d	1,1	1,3	1,4	1,34	1,33

Fonte: Wackernagel (1998a); WWF (2000); Wackernagel et al. (1999; 2002a;2002b;2005), e GFN (2006a).

No caso da superficie construída, os estudos asumen que as infraestruturas incluídas neste apartado aséntanse en superficie cultivable, asignándolle o mesmo factor que as terras agrícolas cultivables<sup>62</sup>. Igualmente, o factor de equivalencia correspondente á

<sup>59</sup> Na medida en que os factores de equivalencia se calculan dividindo o rendemento medio mundial dunha determinada superficie, isto é kg/ha, entre o rendemento medio de todas superficies no planeta (kg/Gha), por estarnos a referir a todas as superficies do planeta), están expresados en Gha/ha.

<sup>60</sup> Inclúese ademais un factor de equivalencia de 1,0 para a superficie ocupada polas instalacións necesarias para producir enerxía eléctrica.

<sup>61</sup> A partir de 2002, refírense a esta superficie como pesca ou pesqueiras.

<sup>62</sup> En Wackernagel et al. (2002) non se cumpre isto, se ben, dado que os autores manifestan explicitamente

área de absorción de CO<sub>2</sub> é, agás no primeiro estudo, o mesmo que se aplica os bosques, pois estamos a falar do mesmo tipo de superficie.

Se obviamos os factores obtidos de WWF (2000)<sup>63</sup> referidos ao ano 1996, cunha variación errática, na maioría dos casos, os valores propostos manteñen unha tendencia, ascendente ou descendente. Nalgúns casos, como as terras de pastoreo, o factor non variou no período estudado. No caso da superficie “Bosques”, o incremento acadou o 100%, mentres que no caso do “Mar”, case un 50%. Ademais dos posibles cambios na produtividade de cada superficie, debemos sinalar que nos tres últimos estudos existe un cambio metodolóxico importante, pois os factores xa se calculan en base a rendementos máximos potenciais.

### **2.2.2.3. Superficie bioloxicamente produtiva dispoñible, biocapacidade e factores de rendemento**

Ademais de poder realizar comparacións entre diferentes pegadas, a análise de PE permite comparar o valor acadado pola pegada coa superficie que dispoñen os habitantes da realidade obxecto de estudo para producir os recursos que consumen ou, tal e como sinalamos, a SBP. De acordo a Wackernagel e Yount (1998, 512):

*“A PE é un indicador baseado na superficie, que cuantifica a intensidade do uso humano de recursos e a xeración de refugallo nunha área determinada en relación coa capacidade dese área para subministrar eses recursos e absorber os refugallos”.*

Deste modo, pode determinarse a diferenza entre as necesidades e a dispoñibilidade de superficie con capacidade de producir recursos bióticos empregados polos humanos. Lembremos que, desde a perspectiva da PE, trabállase con catro tipos de SBP: superficie cultivada, pastos, bosques e mar. Así, poderíase comparar a cantidade de su-

---

que é así, probablemente a diferenza entre o factor asignado á superficie cultivable (2,1) e á superficie construída (2,2) sexa debida a un erro tipográfico.

**63** Wackernagel et al. (2002b) sinalan diferentes melloras a partir do informe IPV 2000, o que propicia que os factores de equivalencia sexan diferentes. Estas melloras relaciónanse i) co novo formato da base de datos “Food Balance Sheets”, agora de acceso electrónico e incluíndo datos de comercio exterior en termos físicos; ii) a consideración da produtividade potencial e non real ou iii) reducións na SBP asociada ás superficies “Pastos” e “Mar”.

perficie de cada tipo que precisan os habitantes dun territorio, coa superficie da que dispón. Igualmente, é posible facer unha comparación do total de SBP requirida e dispoñible no planeta.

Esta comparación non se realiza habitualmente en termos de superficie en hectáreas físicas. En primeiro lugar, a SBP dispoñible, multiplícase por un factor, denominado de rendemento, que reflicte as diferenzas entre a produtividade dos ecosistemas da realidade estudada e a produtividade media do planeta de cada tipo de superficie concreta. Noutras palabras, reflicte a diferenza entre a produtividade local e a produtividade media mundial<sup>64</sup>. Se, por exemplo, o factor de rendemento aplicado á superficie cultivable dun determinado país é de 1,5, significa que ese tipo de superficie é un 50% máis produtiva que a media mundial da superficie cultivable. Deste modo, a SBP de diferentes territorios queda expresada en función do rendemento medio mundial, podendo realizarse comparacións, entre países, concellos, cidades...

A diferenza dos factores de equivalencia, os factores de rendemento son relativos á realidade estudada, polo que cada territorio tería o seu conxunto de factores de rendemento, que variarían cada ano.

En segundo lugar<sup>65</sup>, é tamén preciso a aplicación de factores de equivalencia, de modo que a SBP dispoñible recolla tamén as diferenzas entre a produtividade dos diferentes tipos de superficie que a compoñen. Neste caso, empréganse os factores de equivalencia aplicados para ponderar cada unha das superficies que conforman a PE.

É destacable, que a incorporación dos factores de equivalencia e rendemento á metodoloxía non se realiza a un tempo, senón que os segundos empréganse con anterioridade<sup>66</sup>. É máis, nos cálculos de diferentes pegadas recollidos en Wackernagel e Rees (1996, 84-96), non se empregan nin factores de equivalencia nin de rendemento, facendo comparacións entre hectáreas físicas de PE e superficie bioloxicamente produtiva. O

---

**64** O factor de rendemento obtense dividindo, precisamente, a produtividade local entre a media mundial.

**65** A aplicación de factores de rendemento e equivalencia á SBP faise de modo simultáneo, polo que a diferenciación de dous momentos do tempo obedece, simplemente a un exercicio teórico, con fins puramente didácticas.

**66** Así, Wackernagel e Yount (1998), no cálculo da PE de Estados Unidos, empregan factores de rendemento sen que á PE se aplique factor de equivalencia algún.

uso destes factores xeneraliza xa a partires de 1998<sup>67</sup>, asumindo o seu uso na meirande parte de traballos de análise de PE tódolos niveis. De aí que os consideremos como parte da metodoloxía inicial.

O produto da SBP dispoñible polo factor de rendemento e polo factor de equivalencia, é denominado capacidade bioloxicamente produtiva, capacidade biolóxica ou biocapacidade, sendo a última das denominacións a máis empregada na actualidade (Wackernagel et al., 2005; GFN 2006a; Kitzes et al., 2007b; Kitzes et al., 2008b).

### Cadro 2.3. Cálculo da biocapacidade dun tipo de superficie

$$\text{Biocapacidade (Gha)} = \text{SBP (ha)} \times \text{FE (Gha/ha)} \times \text{FR (-)} \quad [6]$$

*SD*: Superficie dispoñible

*FE*: factor de equivalencia

*FR*: Factor de rendemento

**Fonte:** Elaboración propia a partir de Wackernagel et al., (2005)

Se ben existen numerosas referencias á biocapacidade, non é tan doado atopar unha definición que describa este concepto engadindo máis información que a amosada que a ecuación que permite o seu cálculo. De feito, ás veces os termos biocapacidade e SBP son empregados indistintamente, o que pode levar a confusión.

Esta identificación vén motivada por dúas cuestións. Nalgúns dos primeiros escritos non se aplican factores de equivalencia e rendemento, polo que os dous termos poden ser, nese caso, sinónimos. Ademais, nos estudos da pegada planetaria, o factor de rendemento é 1, polo que a SBP e a biocapacidade coinciden, pois, a nivel global, os factores de equivalencia non cambian o tamaño da superficie total, senón que realizan unha redistribución en función da pegada produtividade de cada superficie.

Algúns dos traballos máis recentes definen explicitamente a biocapacidade. En GFN (2006a,1) sinálase que “*Biocapacidade (ou capacidade biolóxica) é a capacidade dos ecosistemas para producir materiais biolóxicos útiles e absorber os refugallos xerados po-*

---

**67** En Wackernagel (1998a) xa se empregan os factores de equivalencia e rendemento.

*los humanos empregando os modelos de xestión e as tecnoloxías de extracción actuais. Os materiais biolóxicos útiles son definidos en cada ano como aqueles empregados pola economía humana ese mesmo ano. [...] Ao igual que a PE, a biocapacidade é expresada normalmente en hectáreas globais, sendo calculada para toda a superficie bioloxicamente produtiva terrestre e mariña”.*

Wackernagel et al. (2005, 18) , explicitan o modo de cálculo, afirmando que “a biocapacidade dunha nación é a suma da superficie bioprodutiva, expresada en hectáreas globais (Gha). A transformación realizarase multiplicando a súa área polo factor apropiado de equivalencia e rendemento”.

É importante destacar, que a biocapacidade pode cambiar ao longo do tempo. Por un lado, depende cantidade de cada unha das superficies, polo que aumentos ou diminucións da superficie produtiva existente (bosques, pastos...) inflúen nela. Por outro, o rendemento de cada superficie afecta tamén á biocapacidade que, polo tanto, depende tamén tanto de factores climáticos como das prácticas de xestión empregadas. En relación a esta última cuestión, unha xestión máis intensiva pode incrementar os rendementos, se ben tamén pode afectar ao consumo de recursos: o aumento da biocapacidade pode ser compensado, total ou parcialmente, co aumento da PE (WWF, 2006).

A pesar de que a PE é un concepto antropocentrista, é tamén importante ter en conta que nalgúns estudos se considera que non toda a biocapacidade existente está dispoñible para usos humanos, asumindo que se comparte co resto de especies. A determinación da cantidade de superficie precisa para protexer a biodiversidade existente é unha tarefa complexa, solucionada recorrendo ao 12% proposto no Informe Brundtland (WCED, 1987), se ben se sinala que esta porcentaxe é, probablemente insuficiente<sup>68</sup>.

Deste modo, a biocapacidade dispoñible por habitante debe reducirse nesa porcentaxe. Mentres nalgúns traballos (Wackernagel e Yount 1998; Wackernagel et al. 1999b; Wackernagel et al., 2002a) resáltese este feito, noutros, (Wackernagel et al., 2005; Kitzes et al., 2008b), non se fai mención algunha ao respecto da superficie reservada para

---

<sup>68</sup> En Wackernagel et al., (1999, 384) afirmase que esta porcentaxe é máis que probablemente insuficiente, se ben asúmese que a conservación dunha superficie maior é politicamente inviable. Wackernagel et al. (2002a) sinala que existen propostas que afirman que é necesario preservar en torno a un 25% da SBP para outras especies.

zoutras especies. Algo similar sucede nos informes IPV de WWF, pois en 2000 considérase unha reserva para outras especies do 10% da biocapacidade (WWF, 2000), mais nos informes posteriores non hai referencia algunha neste sentido.

Finalmente, debemos facer mención a dúas asuncións relativas á determinación da biocapacidade asociada á “Superficie construída” e á “Área de absorción de CO<sub>2</sub>”. No primeiro caso, asúmese que a superficie ocupada por infraestruturas humanas é SBP ocupada, pero SBP, ao fin e ao cabo<sup>69</sup>. Así, recóllese no apartado de biocapacidade unha cantidade de superficie igual á que resulta na PE da superficie construída (Kitzes et al., 2007a)<sup>70</sup>.

En relación á biocapacidade asociada á PE derivada do consumo de combustibles fósiles, veremos que está asociada aos bosques, ao igual que a pegada procedente do consumo de madeira e fibras. Neste caso, asúmese que toda a superficie de bosques se emprega para esta última fin, sen que existan nin SBP nin biocapacidade asociadas ao consumo de combustibles fósiles.

#### **2.2.2.4. Cuestións específicas a respecto do cálculo da PE e da SBP a nivel global**

O método de cálculo aplicado para o cálculo da PE global é o mesmo empregado a nivel rexional, no sentido de que se compara o consumo de cada categoría de ben consumido coa produtividade da superficie da que procede. Así, mantense a idea xeral do “método composto”, tal e como o expuxemos ata o momento. Non obstante, existen algunhas particularidades, relacionadas principalmente con dúas cuestións: a ausencia de comercio exterior e, no que atange á SBP, o papel dos factores de rendemento.

<sup>69</sup> Lembremos que se asume que se as infraestruturas humanas ocupan superficie cultivable.

<sup>70</sup> A superficie construída ten unha particularidade en termos de factores de rendemento, pois son considerados na estimación da súa pegada. A PE pode ser vista da seguinte forma:  $PE = (\text{Consumo} / \text{produtividade local}) \times FE \times FR$ . Se consideramos que o factor de rendemento é o cociente entre o rendemento local e o mundial, obtemos a expresión habitual da PE, onde se divide o consumo polo rendemento medio mundial (Cadro 2.1, ecuación 2), ademais de aplicar o factor de equivalencia. No caso da superficie construída, a estimación directa da pegada, sen recorrer ao cociente entre o consumo e o rendemento global, fai necesario a aplicación de factores de equivalencia e rendemento á superficie estimada.

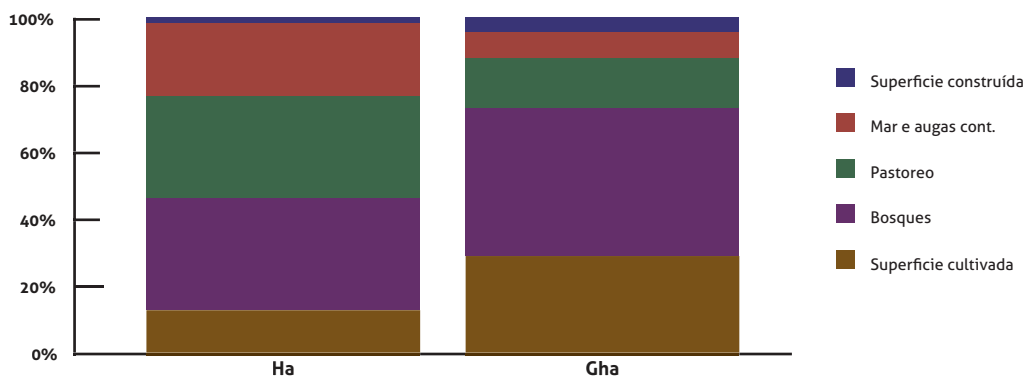
En canto á primeira cuestión, na medida que, polo momento, non é posible comercio con outros planetas, a nivel global non existen M e X. Dado que a estimación do consumo de cada produto se realiza engadindo á produción as M e restando as X, a pegada global coincidiría coa pegada dos bens destinados ao consumo producidos no mundo cada ano. Tal e como sinalan Wackernagel e Yount (2000, 31) “*Para o planeta (ou a humanidade), a pegada do consumo sería idéntica á pegada da produción desde que non hai comercio con outros planetas e, polo tanto, todo o producido no planeta é consumido no planeta (o que non é consumido pode ser considerado un residuo asociado cos bens consumidos)*”.

En canto aos factores de rendemento, a nivel global son unitarios, pois reflicten a diferenza entre a produtividade local, á do territorio habitado pola poboación á que se aplica o indicador, a mundial, de cada tipo de superficie. Se a realidade é obxecto de estudo é todo o planeta, a produtividade local e mundial son as mesmas.

Dado que os factores de rendemento non inflúen na determinación da biocapacidade global e os factores de equivalencia só realizan, neste caso, unha distribución da SBP entre as diferentes superficies, obsérvase que a biocapacidade e SBP global coinciden, se ben cambia o valor acadado por cada tipo de superficie.

O Gráfico 2.1 amosa a o peso de cada tipo de superficie na SBP do planeta en 2003. Obsérvase como a aplicación de factores de equivalencia aumenta o peso relativo da “Superficie cultivable” e “Bosques”, diminuindo a importancia das superficies “Pastos” e “Mar”.

**Gráfico 2.1.** Cambios na distribución entre SBP e biocapacidade globais en 2003



Fonte: Elaboración propia a partir de Kitzes et al. (2007c).

### 2.2.2.5. A PE dos produtos pesqueiros

O cálculo da PE dos produtos pesqueiros incorpora unha serie de particularidades que o diferencian do procedemento habitual. Nun estudo que estima a pegada dun ben cuxa orixe é o mar, o mexillón en conserva, ten sentido afondar no cálculo da pegada deste tipo de produtos.

O método de cálculo seguido mantén o esquema usual, onde se comparan consumos e produtividades, se ben, obviamente, estímase superficie acuática, minoría dentro dunha PE principalmente terrestre.

A relación de consumos coa súa produtividade ten maior sentido desde unha perspectiva terrestre, pois é doado asociar cada produto co seu rendemento. Para un determinado cultivo, é posible obter información da cantidade de superficie que se emprega na súa produción e a cantidade de produto obtida, de modo que o rendemento pódese obter simplemente dividindo a produción pola superficie considerada.

No caso das zonas acuáticas, a vida non ten lugar só na superficie, senón que as especies habitan en diferentes profundidades na columna de auga, e incluso nos fondos mariños. De aí que unha primeira cuestión a aclarar se relacione co sentido de expresar a pegada dos produtos pesqueiros en hectáreas cando, podería ser máis axeitado unha pegada expresada, por exemplo, en volume.

Por outro lado, a relación tipo de superficie-produto, clara en terra, non é tan perceptible nos océanos e augas continentais. Nunha hectárea de mar, ou, mellor dito, no volume de auga asociado a unha hectárea de mar, conviven un número elevado de especies que poden ser obxecto de captura e consumo humano, sen que sexa doado establecer un rendemento específico para cada unha.

Wackernagel e Rees asumen que é correcto traballar coa superficie mariña, e non co volume de auga, o que suporía un problema importante á hora de agregar as diferentes compoñentes da PE. Máis alá de cuestións operativas, esta elección susténtase no feito de que é a superficie quen determina a produtividade dos océanos, *“dado que a enerxía solar capturada e o intercambio de gases coa atmosfera son proporcionais á superficie”* (Wackernagel, 1999 et. al, 384).

Unha cuestión a destacar é que, desde a perspectiva da PE, o mar é moito menos

produtivo que a superficie terrestre<sup>71</sup>. As características do propio método de cálculo propician este menor rendemento. A produtividade de cultivos e pastos calcúlase a partires da produción total obtida nunha hectárea, ou a cantidade colleitada. No caso dos produtos pesqueiros, as capturas non reflicten a capacidade de xerar biomasa de océanos e augas continentais, senón só daquela parte da que os humanos nos apropiamos.

As especies obxectivo das actividades pesqueiras son especies animais, cuxo ciclo de vida pode superar amplamente o ano. O mantemento continuado dun *stock* de individuos adultos, o obxecto das capturas, require que as poboacións de peixes, crustáceos e moluscos teñan unha estrutura de idades que permita a substitución dos individuos capturados. Coa estimación da produtividade en base ás capturas ou, como veremos, a un rendemento medio sustentable, inferior as capturas anuais, infravalórase a produtividade dos océanos.

Incidindo neste menor rendemento da superficie acuática, a maior manipulación polos humanos da superficie terrestre, tanto por motivos físico-biolóxicos, como por cuestións socioeconómicas<sup>72</sup>, permite obter incrementos de produtividade difíciles de obter no mar, coa excepción da produción acuícola, habitualmente non considerada na estimación da PE.

Algúns autores alegan que o menor rendemento da superficie acuática se debe a que os produtos pesqueiros ocupan posicións máis altas na cadea trófica que as fontes de proteínas obtidas en terra, precisando unha maior cantidade de produción primaria (Chambers et al., 2000). Esta afirmación pode ter lóxica si se comparan produtos pesqueiros con produtos vexetais, mais non con animais terrestres, onde a posición na cadea trófica pode favorecer aos produtos pesqueiros, en función das especies comparadas. De aí que, na nosa opinión, a menor produtividade asignada aos océanos nos estudos de PE, se relacione coas características do método de cálculo.

Probablemente as dificultades derivadas das cuestións que acabamos de sinalar te-

---

**71** Como veremos, a produtividade dos océanos varía no período 1995-1999 entre 29 e 48 kg/ha.

**72** Cuestións como o acceso a cada tipo de superficie, a habitabilidade, a súa capacidade de recibir produtos elaborados polos humanos que aumenten o seu rendemento, a existencia de dereitos de propiedade... inflúen nunha diferente capacidade de xestión das superficie terrestres e acuática polos humanos.

ñan algo que ver no feito de que durante unha parte da vida da PE, non se lle concedeu moita importancia á súa compoñente acuática, sen que existan moitos estudos, sobre todo no que atangue ao desenvolvemento da metodoloxía de cálculo. De feito, Wackernagel e Rees (1996) sinalan inicialmente que non é necesario a estimación desta pegada, referíndose principalmente ao caso dos produtos mariños, os máis importantes nunha pegada acuática.

Os motivos que se aducen para isto, teñen que ver, en primeiro lugar, co feito de que a PE reflicte que a carga total da humanidade excede a biocapacidade, un dos principais obxectivos do indicador, incluso sen considerar a superficie acuática (Wackernagel e Rees, 1996). Nesta liña arguméntase que existen evidencias suficientes de que os mares están sobreexplotados polos humanos, polo que non é preciso incluír a súa superficie na pegada. Desde outro punto de vista, afírmase que os océanos só subministran unha pequena fracción do consumo directo humano (Wackernagel e Rees, 1996). Incluso consideran inadecuado a consideración dos océanos como sumidoiro, pois a dispersión dos residuos e refugallos debido ás correntes e os afloramentos, dificultan a delimitación da superficie dos océanos que desempeña este labor<sup>73</sup>.

Non obstante, consideran oportuno suxerir un método de cálculo, para aqueles interesados en determinar a superficie das zonas pesqueiras que debería computarse na PE (Rees e Wackernagel, 1996; Wackernagel e Rees, 1996).

O método empregado variou substancialmente ao longo do tempo, sen que, como indicaremos en capítulos posteriores, estea totalmente consolidado. Nesta memoria de tese diferenciaremos entre o empregado nos primeiros anos de vida do indicador, similar ao dos produtos terrestres e o empregado na actualidade, baseado na estimación da produtividade primaria requirida das capturas (PPR) (apartado 2.4).

A pesares desta distinción, cada unha das dúas alternativas experimentou numerosas variacións dende os primeiros estudos no que se empregan, polo que centrarémonos na descrición de características xerais, máis que en cuestións específicas. Por outro lado, inda aplicando un mesmo método, cambios nas bases de datos empregadas para

---

**73** Wackernagel e Rees (1996, 64-65).

obter os factores precisos para os cálculos, poden propiciar modificacións bruscas en parámetros presentes no cálculo e, polo tanto, nos resultados. A información a este respecto non é abundante, o que dificulta a detección dos distintos cambios. Neste labor, os informes IPV son a fonte de información máis extensa.

Tal e como sinalamos, o método de cálculo para os produtos pesqueiros non difire, no esencial, do empregado no caso de superficies terrestres. En primeiro lugar, determínase o consumo de pescado dos habitantes do territorio estudado, expresado en *t/hab*, en base a estatísticas consumo de FAO<sup>74</sup>. A nivel global, asúmese que o consumo coincide a produción mundial, dese ano, as capturas, mentres que as pegadas dos países estímense en base ao consumo aparente (produción+M-X) (Wackernagel et al., 2002b). En ambos casos, considérase tanto a produción destinada a uso humano, como a empregada para usos non alimenticios, ademais de incrementar as capturas, estimando a pesca incidental<sup>75</sup>.

Nos primeiros estudos da etapa inicial non se fai mención nin á produción continental nin á produción acuícola (Wackernagel e Rees, 1996; Wackernagel 1998a). Non obstante, é habitual que a produción recolla as capturas de pescado de orixe oceánica e continental (WWF 2000, 2002, 2004), excluíndo, polo momento, a produción acuícola.

Unha vez determinado o consumo de produtos pesqueiros, debe considerarse a produtividade dos océanos/augas continentais, expresada en *t/ha*<sup>76</sup>. A súa determinación require da consideración da produción e da súa superficie produtiva. A principal diferenza a respecto da maioría dos produtos terrestres radica en que o cálculo do rendemento global dos produtos pesqueiros parte da consideración dun volume de produción sustentable (rendemento máximo sustentable ou RMS<sup>77</sup>), e non da produción real, como ocorre no primeiro caso. O RMS é estimado en función das capturas mari-

---

**74** Principalmente, as estatísticas de capturas recollidas nas bases de datos FAOSTAT (<http://faostat.fao.org/>) e FISHSTAT (<http://www.fao.org/fishery/statistics/software/fishstat>)

**75** En WWF (2000), estímense este tipo de capturas nun 25% do total de cada país.

**76** Lembrar que este rendemento é empregado tanto a nivel global como rexional.

**77** En WWF (2004) sinálase que, no caso dos bosques, tamén se emprega o rendemento máximo que garanta uns rendementos que permiten manter a produtividade do *stock* ao longo do tempo.

ñas, e aplicado tamén á pesca continental<sup>78</sup>. Asíumese que producir por baixo do máximo nivel que pode ser rexenerado é unha condición necesaria de sustentabilidade (WWF, 2004).

Non se estenden na explicación da determinación da contía á que ascende este rendimento, 100 millóns de toneladas de pescado nos primeiros traballos (Rees e Wackernagel, 1996; Wackernagel e Rees, 1996) reducido posteriormente a 93 millóns de toneladas, valor obtido de FAO (1997), de acordo a WWF (2000, 2002, 2004). A determinación deste valor inflúe notablemente nos resultados, sobre todo se consideramos que outros estudos propoñen rendementos sustentables bastante máis baixos<sup>79</sup>.

Debemos ter en conta, que no período 1995-2005<sup>80</sup>, o de maior produción pesqueira no mundo, o valor máximo das capturas mariñas acadouse en 1997, cunha produción de 86,4 millóns de toneladas, sendo a media do período de 84,00 millóns de toneladas. Engadindo a produción continental e a acuicultura, o máximo do período, 141 millóns de toneladas, acádase en 2005, cunha produción media de 126,73 millóns de toneladas (FAO, 2007).

Os 93 millóns de toneladas propostas como sustentables reflicten as capturas mariñas potenciais do planeta, en base a estimacións do ano 1997. Esta predición baseouse na posibilidade de incrementar as capturas do momento, 82 millóns de toneladas, en 10 millóns adicionais *"das cales 4 millóns de toneladas corresponderían á ordenación das poboacións sobreexplotadas no océano Atlántico, outro tanto no Pacífico, e 2 millóns de toneladas á ordenación das pesqueiras no océano Índico"* (FAO, 1997, 19). O rendimento considerado sustentable non chegou a acadarse, a pesares da sobreexplotación de moitos caladoiros nos últimos anos (FAO, 2007).

A maiores, existe unha incongruencia metodolóxica destacable, pois mentres que

---

**78** Non atopamos xustificación ao uso dun mesmo rendimento para capturas mariñas e continentais. Os informes IPV documentan a superficie ocupada por ríos e lagos e a produción continental está recollida nos informes bianuais de FAO sobre o estado das pesqueiras.

**79** Talberth et al. (2006) consideran como sustentable unha produción mundial de pescado de 58,11 millóns de toneladas. Esta cifra correspóndese co nivel de capturas medio mundial do período 1973-76, cando o que índice de incremento relativo das capturas cae a cero. Ademais, nese período comezan a producirse reducións no nivel trófico medio das capturas (Pauly et al., 1998).

**80** O último informe sobre o estado das pesqueiras do mundo dispoñible no momento de escribir estas liñas, o Informe SOFIA 2006, ofrece información ata o ano 2005 (FAO, 2007).

un aumento da produtividade dos mares contribúe a achegar a pegada dos produtos pesqueiros á dos obtidos en terra, o que nos parece desexable, impide que o indicador recolla a insustentabilidade das prácticas pesqueiras actuais.

En canto á SBP, a segunda variable precisa para obter o RMS por hectárea, teoricamente, a pesca pode realizarse na totalidade dos océanos e augas continentais, se ben no caso dos mares a súa produtividade varía notablemente. As capturas concéntranse en torno ao perímetro estendido de cada continente cuberto polos mares, as plataformas continentais. Diferentes traballos (Pauly e Christensen, 1995; Wada, 1996) sinalan que o 95% das capturas mundiais son obtidas na superficie mariña sobre as plataformas continentais, polo que, a pesares de considerar inicialmente as Zonas Económicas Exclusivas (ZEE)<sup>81</sup> (Wackernagel et al., 1999b), a maioría de estudos (Wackernagel et al., 2005; Kitzes et al., 2007b; WWF, 2008), asumen que só as plataformas son produtivas<sup>82</sup>. Ao igual que resulta difícil determinar o RMS, os propios autores varían a superficie ocupada polas plataformas continentais, estimada na actualidade en 1.900 millóns de hectáreas. A superficie ocupada polas augas continentais ascende a 400 millóns de hectáreas (WWF, 2006)<sup>83</sup>.

A produtividade global obtense dividindo o RMS entre a superficie ocupada polas plataformas continentais e a superficie de ríos e outras masas de auga que produzan

---

**81** Área situada alén do mar territorial e adxacente a este que se estende ata 200 millas náuticas medidas a partir da liña de base dende a que se mide o mar territorial, e na cal o Estado ten dereitos soberanos para fins de exploración, conservación e administración dos recursos naturais do leito e subsolo do mar e as augas supradxacentes.

**82** Talberth et al. (2006) empregan bases de datos do proxecto *Sea Around Us* (<http://www.seaaroundus.org/>) para estimar as capturas dos *Large Marine Ecosystems* (LME). Os LME son espazos oceánicos situados entre os estuarios e as desembocaduras dos ríos e as plataformas continentais. Son rexións extensas, que normalmente superan os 200.000 km<sup>2</sup>, caracterizados en base a variables como batimetría, hidrografía, produtividade e poboacións troficamente dependentes. Na base de datos *Sea Around Us*, (<http://www.seaaroundus.com>) diferéncianse 64 LME's, ocupando unha superficie de 9.274 millóns de hectáreas, ascendendo as capturas realizadas nestes espazos a 59.522.764 toneladas en 2004. De acordo a FAO (2007), a produción mundial de pescado en 2004 ascendeu a 93.000.000 de toneladas, polo que o 37,34% das capturas dese ano realizaríanse fóra dos LME. Considerando que a superficie dos LME máis que cuadriplica a proposta para as plataformas continentais, cabe pensar que, cando menos un 40% das capturas son obtidas fóra delas.

**83** A estimación da superficie ocupada polas plataformas continentais variou ao longo do tempo. Outros valores considerados foron 3.200 millóns de ha (Wackernagel e Rees, 1996) e 2.970 millóns de hectáreas (WWF, 2000).

pescado. Este rendemento é empregado tamén á hora de estimar pegadas rexionais, pois, recordemos, deféndese a consideración de rendementos globais, e non locais.

Unha vez obtido o consumo de pescado dos habitantes do territorio estudado, e a produtividade dos océanos e augas continentais, a pegada calcúlase do modo habitual, aplicando o factor de equivalencia correspondente, tal e como recolle a Ecuación 7 (Cadro 2.4).

**Cadro 2.4.** Cálculo da PE dun produto pesqueiro

$$PE_{(p.c.)i} = \frac{C_{(p.c.)i}}{P} \times FE \quad [7]$$

$PE_{(p.c.)i}$ : Pegada ecolóxica per cápita do produto  $i$

$C_{(p.c.)i}$ : Consumo per cápita do produto  $i$

$P$ : Produtividade media mundial dos océanos

$FE$ : Factor de equivalencia.

**Fonte:** Elaboración propia a partir de Wackernagel et al., (2005).

A este respecto, a importancia da produción pesqueira mariña no total, en torno ao 75% no período 2000-2005<sup>84</sup>, propicia que non exista un factor de equivalencia específico para a pesca continental, empregándose o mesmo que para a produción dos océanos<sup>85</sup>.

A respecto da biocapacidade (Cadro 2.5), o cálculo efectúase do mesmo modo que no resto de superficies. Tal e como indicamos, a superficie bioloxicamente produtiva inclúe a ocupada polas plataformas continentais e as augas interiores. No caso de países asignase a cada un a superficie das plataformas continentais dentro das súa ZEE, ademais da superficie das augas continentais.

A pesares de que algunhas asuncións á hora de estimar a demanda de superficie mariña poden ser cuestionables, esta forma de proceder non foi excesivamente criticada, coa excepción dos traballos de Talberth e Venetulis<sup>86</sup> (apartado 2.5). Son os propios

<sup>84</sup> FAO (2007).

<sup>85</sup> GFN (2006a) diferencian un factor de equivalencia específico para augas continentais, se ben se lle asigna o mesmo valor que ao empregado para o mar.

<sup>86</sup> Principalmente, Talberth et al. (2006) e Venetoulis e Talberth (2008).

Wackernagel e Rees os que, como veremos, van refinando o método, e proponendo melloras.

**Cadro 2.5.** Cálculo da biocapacidade da superficie acuática

$$\text{Biocapacidade (Gha)} = \text{SBP (ha)} \times \text{FE (Gha / ha)} \times \text{FR (-)} \quad [8]$$

*SD*: Superficie dispoñible

*FE*: factor de equivalencia

*FR*: Factor de rendemento

**Fonte:** Elaboración propia a partir de Wackernagel et al., (2005).

Ao marxe da determinación do RMS e a SBP, pode criticarse o emprego dun mesmo rendemento a calquera parte do océano que sexa produtiva, supoñendo tamén unha mesma pegada a unha tonelada de pescado, independentemente do tipo de pescado consumido. Como veremos estas serán cuestións que diferentes versións e alternativas metodolóxicas traten de recoller.

### **2.2.2.6. A PE do consumo de enerxía**

No momento en que analizabamos a definición de PE, sinalamos que o indicador estuda a modificación da superficie realizada polos humanos debido ao consumo de recursos naturais renovables e a xeración de refugallos. Sinaláronse os seis tipos de actividades que requiren SBP e, polo tanto, alteran o medio ambiente, indicándose a superficie vinculada con cada unha delas.

A maioría das actividades cuxa demanda de superficie trata de recoller o indicador, caracterízanse por estar orientadas á obtención dun produto concreto, existindo unha clara relación entre a propia actividade (por exemplo, recolección de cultivos), o produto obtido (por exemplo, trigo) e a superficie que a PE relaciona con esa actividade (superficie cultivable).

No caso dos recursos bióticos (cultivos, pastos, produtos da pesca...), existe unha clara vinculación coa superficie, pois proceden, nacen, e medran nela. Sen embargo, moitos dos nosos consumos inclúen unha serie de bens e servizos nos que non existe esta relación directa produto-superficie.

Cabe preguntarse como se reflicte na PE a compra dun automóbil, un ordenador ou, por exemplo, un electrodoméstico, produtos para os que, inicialmente, parece difícil determinar a superficie que foi necesaria para obtelos.

Certamente, a produción deste tipo de bens inflúe no medio ambiente e, concretamente, afecta á superficie produtiva de formas diferentes: demándanse recursos naturais, xéranse vertidos e refugallos e outras formas de contaminación, que alteran as condicións iniciais e, polo tanto, a produtividade, da superficie a onde van parar, e as condicións de vida das especies que a habitan; ademais de producir diferentes tipos de emisións.

A PE debe tratar de recoller a demanda de superficie necesaria para obter este tipo de bens e servizos, optando por facelo a través do consumo de enerxía necesario para producilos<sup>87</sup>.

A enerxía que consumimos pode ter diferentes orixes, con diferentes impactos no medio ambiente. Os estudos de PE inclúen, habitualmente, a producida a partir da queima de combustibles fósiles, a enerxía nuclear ou aquela provinte de fontes renovables.

Inicialmente, Wackernagel e Rees (1996) propoñían que a PE recollera, ademais da enerxía procedente do consumo de combustibles fósiles, aquela de orixe renovable (hidroeléctrica, solar e eólica). Non se consideraba a enerxía nuclear, considerando que a elevada produtividade dunha planta ben xestionada reduciría notablemente o impacto desta enerxía, se ben se incrementaría si se considerara a superficie estragada en caso de accidente (Wackernagel e Rees, 1996). Algúns dos estudos a nivel de países dos anos seguintes (Wackernagel 1998a; Wackernagel e Yount, 1998, Wackernagel et al., 1999a) restrínxese exclusivamente á consideracións das emisións derivadas do consumo de combustibles fósiles, sen considerar a pegada das enerxías renovables. Posteriormente, a maioría de estudos incluíron a pegada do consumo de enerxía nuclear (Wackernagel et al., 1999b; WWF 2000; 2002, 2004; 2006; Wackernagel et al., 2002a; Wackernagel et al., 2005), se ben na última versión da contabilidade de PE optan por excluíla de novo (Ewing et al, 2008; Kitzes et al., 2008a).

---

**87** Independentemente de que os recursos bióticos empregados na súa produción sexan tamén recollidos, no apartado correspondente.

Tampouco existe uniformidade no que se refire tanto á denominación da pegada da enerxía como ao modo de ofrecer a información. Algúns estudos (WWF 2002, 2004) agregan a pegada dos diferentes tipos de enerxía, ofrecendo información do que denominan pegada enerxética total. Noutros casos, non se realiza esta agregación, estimando separadamente a superficie necesaria para absorber as emisións de CO<sub>2</sub>, mais sen calcular unha pegada total do consumo de enerxía (Wackernagel et al. 1999a; Wackernagel et al. 1999b).

Dado que a pegada da enerxía, reviste bastantes particularidades, ofrecemos unha explicación diferenciada do método de cálculo. Neste caso, exporemos o método inicial, incidindo posteriormente nalgúns cambios metodolóxicos relevantes.

### **Queima de combustibles fósiles (área de absorción de CO<sub>2</sub>)**

A relación entre a queima de combustibles fósiles, e a superficie, non é tan visible como no caso dos recursos bióticos, barallándose varias posibilidades para estimar a demanda de superficie desta actividade.

Unha primeira opción, denominada “método de substitución renovable” ou, nalgúns casos “método de substitución de biomasa” propoñía estimar a superficie necesaria para producir a cantidade dun substituto dos combustibles fósiles que permitise obter a mesma cantidade de enerxía fósil consumida. Estaríamos a falar de combustibles que se obtéñen dun cultivo, polo que existe un vínculo coa superficie, sendo necesario obter a produción do combustible nunha hectárea cultivada, ademais da enerxía contida nesa produción. Wackernagel e Rees (1996) propoñen etanol ou metanol como alternativas, mentres que Monfreda et al., (2004) engaden a posibilidade de empregar leña<sup>88</sup>.

Outra alternativa, denominada “recuperación de combustibles fósiles” baséase na estimación da superficie de bosques necesaria para continuar co consumo de combustibles fósiles indefinidamente, en función das súas taxas de sedimentación e acumula-

---

<sup>88</sup> É dicir, a superficie asociada ao consumo dunha cantidade de combustibles fósiles sería a necesaria para producir unha cantidade de, por exemplo, metanol, equivalente, en termos de enerxía incorporada, a cantidade de combustibles fósiles consumida.

ción na litosfera (Wackernagel e Monfreda, 2004). Esta alternativa parte da asunción de que socialmente é desexable o mantemento dun determinado nivel de capital natural. O consumo de recursos non renovables implica unha redución inevitable do capital natural, polo que esta opción defende investir en recursos renovables, concretamente bosques, na medida en que se consumen os non renovables. A transformación en superficie realízase considerando a capacidade de acumular enerxía por ano dun bosque estándar, estimada por Wackernagel e Rees (1996, 73) en 80 GJ/ha/ano.

A solución elixida considera a capacidade dos bosques para absorber CO<sub>2</sub>, empregada a metodoloxía denominada “absorción de emisións”<sup>89</sup>. As árbores, nos procesos de fotosíntese e respiración, absorben e emiten CO<sub>2</sub>, sendo frecuente que o resultado de ambos fluxos sexa a absorción neta de CO<sub>2</sub>, se ben, en determinados contextos poden existir emisións<sup>90</sup>.

Considerando esta idea, ademais da necesidade de reducir as emisións de CO<sub>2</sub> coa finalidade de evitar o cambio climático, o método elixido parte da estimación das emisións de CO<sub>2</sub> da economía estudada derivadas da queima de combustibles fósiles, determinando a superficie dos bosques necesaria para absorbelas<sup>91</sup>. Deste modo, conséguese relacionar o consumo de enerxía coa variable superficie, a empregada pola PE, introducindo un refugallo, as emisións de CO<sub>2</sub>, na análise.

Este método de cálculo precisa da estimación da cantidade de CO<sub>2</sub> que pode absorber unha hectárea de bosque en termos medios. Esta é unha tarefa complexa, pois a taxa de absorción pode variar notablemente en función de factores como o tipo de especie, a latitude ou a idade das árbores<sup>92</sup>.

---

**89** As denominacións “método de substitución renovable”, “método de substitución de biomasa”, “recuperación de combustibles fósiles” e “absorción de emisións”, son traducións do autor das denominacións “renewable substitution method”, “biomass substitution approach”, “fossil carrier regeneration approach” e “waste assimilation method” empregadas respectivamente por, Wackernagel e Rees (1996); Monfreda et al., (2004) e Wackernagel e Monfreda (2004).

**90** Isto é confirmado por Valentini et al., (2000) quen estuda a capacidade de absorción de 18 bosques europeos.

**91** Cómpre matizar que a consideración da enerxía consumida relaciónase tamén cos recursos bióticos e servizos, no sentido en que a PE recolle as emisións asociadas a toda a enerxía obtida mediante a queima de combustibles fósiles no territorio estudado. Por tanto, non se limita a recoller aquela parte do consumo relacionado coa obtención de recursos non bióticos, senón que inclúe o total de emisións do territorio estudado.

**92** Ver, por exemplo, Valentini et al., (2000).

Tendo en conta diferentes estudos existentes na época, Wackernagel e Rees (1996) conclúen que a taxa media de absorción dun bosque de mediana idade é de 6,6 t de CO<sub>2</sub>/ha/ano (1,8 tC/ha/ano), o que significa “que unha hectárea dun bosque promedio pode secuestrar anualmente as emisións xeradas polo consumo de 100 xigaxullos (GJ) de combustibles fósiles” (Wackernagel e Rees, 1996, 73). Posteriormente, esta taxa foise modificando a medida que melloraron as estimacións. Un segundo valor frecuentemente empregado foi o de 5,21 t de CO<sub>2</sub>/ha/ano (1,42 tC/ha/ano), (IPCC, 1997). Na actualidade, os últimos estudos (WWF, 2006, 2008) sinalan que, en termos medios, unha hectárea de bosque ten capacidade para absorber 1.450 litros de gasolina por ano, o que significa 3,4 t de CO<sub>2</sub> (0,92 tC/ha/ano)<sup>93</sup>.

O procedemento habitual para estimar a pegada asociada ao consumo de enerxía de orixe fósil, parte de información relativa ao consumo total de enerxía do territorio, ou ben por habitante, normalmente expresado en xigaxullos por ano (GJ/ano). Seguidamente, aplícase un factor de emisión, que recolle as emisións de CO<sub>2</sub> de cada tipo de combustible consumido na obtención da enerxía<sup>94</sup>. Unha vez estimadas as emisións, considérase a taxa de absorción elixida, de modo que se dividen as toneladas de CO<sub>2</sub> polas toneladas por hectárea que poden absorber os bosques, obtendo as hectáreas por habitante precisas para absorber as emisións xeradas.

É importante destacar que a estimación da PE do consumo de combustibles fósiles en base á superficie dos bosques necesaria para absorber as emisións de CO<sub>2</sub>, podería supoñer que esta superficie se computa dúas veces na PE, cando unha das asuncións do indicador é que cada superficie ten un único uso. Wackernagel et al., (1999b) apuntan que non existe esta duplicidade, diferenciando os bosques empregados na produción de recursos forestais, daqueles usados para absorber CO<sub>2</sub>. A absorción de CO<sub>2</sub> precisa de bosques novos, con maior capacidade para fixar CO<sub>2</sub> que os bosques maduros, os empregados para a produción de madeira:

---

**93** De acordo a Kitzes et al. (2008a) a fonte empregada polo IPV é IPCC (2006b). A conversión a CO<sub>2</sub> foi efectuada considerando os seguintes ratios para a gasolina: 1.360 l/TEP; 41,868 GJ/TEP e 72 kg CO<sub>2</sub>/GJ (Carballo Penela e Villasante, 2008).

**94** Estudos como Herold (2003) proporcionan este tipo de factores por combustible e país.

*“A superficie dos bosques empregada para absorber CO<sub>2</sub> non pode ser empregada na produción de madeira, pois as emisións absorbidas serían emitidas outra vez no procesado da madeira”* (Wackernagel et al., 1999b, 383).

De aí que, polo menos conceptualmente, estamos a falar de dous tipos de superficie diferentes inda que dentro da mesma categoría. A nivel teórico, esta diferenciación pode evitar as críticas relacionadas co dobre uso desta superficie, se ben a argumentación resulta menos sólida en termos prácticos, pois é difícil delimitar a área ocupada por cada tipo de bosque. Isto evita poder comparar separadamente a demanda e a dispoñibilidade de ambas superficies, optándose, por considerar que a superficie dispoñible de bosques se emprega exclusivamente para producir madeira e fibras.

### **Enerxía nuclear**

A inclusión da enerxía nuclear na análise de pegada ecolóxica é outro dos principais problemas que ten o indicador, sendo orixe de numerosas críticas. Por un lado, a alta densidade dos combustibles empregados nas centrais nucleares, propicia que a demanda de produtividade biolóxica sexa moi baixa en relación a cantidade de enerxía producida (Wackernagel e Monfreda, 2004). Por outro, a capacidade da biosfera para asimilar materiais radioactivos é mínima, polo que o problema do almacenamento inda está sen resolver. A maiores, os efectos devastadores no territorio en caso de accidente, incrementarían substancialmente a pegada ecolóxica desta fonte de enerxía.

A vista desta situación, xorden dúbidas a respecto da inclusión deste tipo de enerxía na análise e, no caso de facelo, que metodoloxía se debe empregar. En relación á primeira cuestión, existen argumentos a favor de excluír a enerxía nuclear da pegada, ao igual que ocorre con outro tipo de substancias tóxicas como os PCB's. Neste caso asumírase que non é desexable o uso desta fonte de enerxía, pois os riscos que implica para a saúde dos humanos e do medio ambiente son elevados.

Non obstante, considerouse inicialmente que a súa exclusión podería ser interpretada no senso de que os países onde a enerxía nuclear ten unha forte presenza son máis sustentables (Monfreda et al, 2004). De aí que se decidira incluíla na análise, tratándoa como un combustible fósil, a pesares de que, tal e como sinalan Mc Donald e Patterson,

(2003), a enerxía nuclear e os combustibles fósiles teñen impactos ambientais substancialmente diferentes<sup>95</sup>. Dende esta perspectiva, dada unha cantidade de enerxía de orixe nuclear, estímase a cantidade de combustibles fósiles necesarios para produci-la, procedendo logo a estimar as emisións de CO<sub>2</sub> asociadas a esa cantidade de enerxía, así como a superficie de bosque necesaria para absorbelas<sup>96</sup>.

### Enerxías renovables

O cálculo da PE do consumo de enerxía de orixe renovable baséase na habitual comparación entre consumos e produtividades, para obter a superficie ocupada de cada instalación produtora de enerxía por habitante e ano. Neste caso, o consumo refírese á enerxía consumida de cada fonte (eólica, hidroeléctrica...), expresado normalmente en *GJ/hab/ano*. O consumo de cada fonte é comparado coa súa produtividade (*GJ/ha/ano*), obtendo por cociente as *ha/hab/ano*, aplicando, posteriormente, o factor de equivalencia correspondente<sup>97</sup>.

Wackernagel e Rees (1996) sinalan produtividades medias de 1.000 *GJ/ha/ano* para a enerxía de orixe hidroeléctrica, entre 10.000 e 40.000 *GJ/ha/ano* para a enerxía solar térmica, 1.000 *GJ/ha/ano* para a solar fotovoltaica e 12.500 *GJ/ha/ano* para a enerxía eólica. Son valores orientativos, pois a produtividade destas fontes de enerxía

---

**95** Esta é a alternativa elixida por Wackernagel e colegas (Wackernagel and Rees, 1996; Monfreda et al., 2004).

**96** Algúns autores complementan esta análise, incluíndo o risco dun accidente nuclear, incrementando a pegada de acordo coa superficie afectada nun hipotético desastre. Mayor et al., (2003) inclúe o risco de accidente nuclear na pegada da enerxía. Para iso, incrementa a pegada considerando unha superficie de 282.743 hectáreas, a área de exclusión establecida tralo accidente de Chernobyl en 1986. Desde outro punto de vista, outros traballos sinalan que, dado que a PE documenta a demanda de bioproductividade nun momento dado, a pegada dun accidente nuclear debería ser incluída cando efectivamente acontece (Monfreda et al, 2004).

**97** A produtividade de cada instalación correspóndese coa produción media das principais instalacións (encoros, aeroxeradores...) do planeta. Estes valores empréganse no cálculo de pegadas rexionais, pois, lembremos, deféndese o uso de produtividades globais non locais. A nivel rexional, é posible obter directamente a superficie ocupada polas instalacións en cuestión, por exemplo, os encoros para a produción de enerxía eléctrica. Estudos como Martín Palmero (2004) parten deste dato directamente, sen recorrer á comparación de consumos e produtividades. En canto aos factores de equivalencia, Monfreda et al., (2004) empregan un factor de equivalencia de 1.0 *ha/Gha*, pois a produtividade da superficie inundada é moi variable, sen que existan suficientes datos dispoñibles para documentar a súa distribución.

varía notablemente en función de características das infraestruturas, a localización, ademais doutros factores atmosféricos e ambientais<sup>98</sup>.

A pegada das enerxías renovables adoita computarse no apartado de “Superficie construída”, pois non se deriva de emisións de CO<sub>2</sub><sup>99</sup>. Nalgúns casos, como os informes IPV de 2002 e 2004, inclúese na pegada da enerxía as emisións de CO<sub>2</sub> derivadas da queima de combustibles fósiles, enerxía nuclear, ademais da pegada do consumo de enerxía de orixe renovable, se ben o habitual é separar a “Área de absorción de CO<sub>2</sub>, da enerxía nuclear, incluíndo a ocupación de territorio realizada na produción de enerxía renovable no apartado de “Superficie construída”.

Existen tamén traballos que estiman a pegada dos distintos tipos de instalacións de produción de enerxía renovable. Wackernagel e Monfreda (2004) sinalan a importancia da enerxía incorporada á infraestrutura necesaria para producir enerxía é a compoñente máis importante da pegada asociada ás fontes renovables, ao contrario dos combustibles fósiles, onde a enerxía necesaria para a extracción, transporte e combustión constitúe a compoñente máis importante<sup>100</sup>.

### Enerxía incorporada nos fluxos comerciais

No caso de que non estimemos a pegada planetaria, a análise require dunha serie de axustes para incluír a enerxía incorporada nas importacións ou exportacións netas de bens manufacturados. Debemos ter en conta que parte da enerxía consumida no territorio estudado é empregada na produción de bens que son exportados e, polo tanto, consumidos por habitantes doutras zonas. De aí que se reduza a pegada en función da enerxía incorporada aos bens exportados. Do mesmo modo, os consumos de enerxía

<sup>98</sup> Por exemplo, a produtividade de 24 encoros de produción de enerxía hidroeléctrica varía en Estados Unidos entre 15 e 11.000 GJ/ha/ano (Wackernagel and Monfreda, 2004).

<sup>99</sup> Se ben isto é o habitual, Doménech (2007) sinala que algúns estudos de Wackernagel imputan a pegada da enerxía hidroeléctrica á superficie “pastos”. O mesmo autor asigna a superficie ocupada polos parques eólicos e as instalacións destinadas a produción de enerxía solar á categoría “superficie cultivable”.

<sup>100</sup> En relación á enerxía hidroeléctrica, debemos destacar que Monfreda et al., (2004) introduce un factor constante para converter o consumo desta enerxía en hectáreas, ademais de aplicar un factor de equivalencia de 1.0 ha/Gha, pois a produtividade da superficie inundada é moi variable, sen que existan suficientes datos dispoñibles para documentar a súa distribución.

incorporados aos bens importados, deben ser incluídos na pegada da enerxía do territorio en cuestión pois, se ben conteñen enerxía producida noutras economías, é consumida polos habitantes do territorio estudado.

Este axuste baséase no método de cálculo empregado para estimar a PE da enerxía obtida con combustibles fósiles. Para iso, é preciso, en primeiro lugar, o coñecemento dos fluxos físicos de importacións e exportacións de cada categoría de ben, o que pode resultar complexo a niveis subnacionais. Posteriormente, aplícase un factor que recolle, en termos medios, a cantidade de enerxía empregada na produción de cada produto considerado<sup>101</sup>. Multiplicando este factor de intensidade enerxética (en  $GJ/t$ , e o mesmo para cada tipo de produto, independentemente do país de fabricación), polas toneladas de cada produto, obtense a enerxía incorporada as exportacións/importacións netas. Unha vez estimadas as emisións asociadas<sup>102</sup>, estimase a pegada do fluxo resultante, considerando a taxa de absorción mencionada anteriormente. Deste modo, o saldo do comercio exterior (importador ou exportador neto) e a composición das X e M, en termos da presenza de bens intensivos en enerxía, reducirán ou aumentarán a pegada calculada.

A consideración da enerxía incorporada aos fluxos comerciais é coherente cos obxectivos da pegada, orientados a estimar a pegada dos habitantes dun territorio. Sen embargo, o certo é que pode fomentar comportamentos non desexados, relacionados co mantemento de PE baixas, debido a exportación de bens intensivos sen enerxía. Igualmente, introduce certa distorsión no indicador, pois non se considera a enerxía incorporada ás M e X de servizos, pero si a consumida na súa produción doméstica

### 2.3. OBXECTIVOS E UTILIDADE DO INDICADOR

Anteriormente, sinalamos que a visión da sustentabilidade que Wackernagel e Rees teñen está marcada pola necesidade de manter a calidade de vida coa restrición de permanecer

---

**101** Desde Wackernagel (1998a) non se publican novos factores de intensidade enerxética, se ben GFN os actualiza periodicamente. Estudos como Relea e Prat (1998) ou Ibáñez (2001) completan os propostos por Wackernagel (1998a).

**102** Neste caso adoitase empregar un factor de emisión  $tCO_2/GJ$  representativo do *mix* de combustibles fósiles de cada país (Wackernagel et al., 1999b; 2005).

dentro dos límites da capacidade de carga do planeta. A consideración destas cuestións determina as características da PE. Non obstante, a definición do concepto de PE e do seu método de cálculo, non permite determinar si se cumpren as condicións sinaladas, polo que cómpre preguntarnos, cales son os obxectivos que se marca e a súa utilidade.

### 2.3.1. Obxectivos

O cálculo da PE permite a comparación dos resultados obtidos. Se o indicador se aplica, por exemplo, a países pódense determinar as diferenzas de PE entre os casos estudados. Este exercicio non nos di nada a respecto do cumprimento da condición de sustentabilidade establecida por Wackernagel e Rees. Para iso, debemos ter unha referencia coa que comparar o indicador. Esa referencia é a biocapacidade<sup>103</sup>.

A biocapacidade é a variable que representa á capacidade carga dispoñible, de modo que a comparación da PE coa biocapacidade nos permite comprobar en que medida os habitantes do territorio estudado están dentro dos límites da súa capacidade de carga. Tal e como se sinalou no apartado 2.1, o imperativo ecolóxico parece ter certa predominancia na visión da sustentabilidade, de modo que a PE está orientada a verificar, principalmente, en que medida os habitantes do territorio estudado se manteñen dentro da capacidade carga. Unha vez que isto se cumpra, tratarase de mellorar a súa calidade de vida, se ben a PE non nos di moito a ese respecto.

Así, á hora de definir os obxectivos do indicador, Wackernagel e Rees recollen, como non podía ser doutra forma, a necesidade de cumprir co imperativo ecolóxico:

*“O propósito da PE é determinar si, e en que medida, o consumo humano está actualmente superando a capacidade rexenerativa da biosfera. Unha pegada máis grande que a biocapacidade indica a existencia real de sobrepasamento, isto é, os humanos consumen recursos e xeran refugallos a unha taxa que só pode ser sustentable se houber máis biocapacidade da que actualmente existe ”.* (Wackernagel, 1999, 317).

---

**103** Autores como Talberth e Venetoulis diferencian entre a PE e a “análise de PE”, que se realiza ao comparar esta coa biocapacidade.

“(A PE) Documenta o capital natural preciso para manter o output material presente das economías, baixo as practicas de xestión e produción vixentes. O propósito da PE é non só ilustrar a posibilidade de sobrepasamento, senón ofrecer unha ferramenta robusta dentro da economía ecolóxica para amosar a súa ocorrencia. Adicionalmente, pode axudar a determinar quen está contribuindo e canto ao impacto global da humanidade” (Wackernagel e Silverstein, 2000, 392).

“A PE permítenos estimar a extensión do sobrepasamento e o deficit ecolóxico dunha determinada rexión ou país” (Wackernagel e Rees, 1996, 55).

Na comparación da PE coa biocapacidade poden xurdir dous resultados diferentes: que a primeira supere á segunda, indicativo, en principio, de que non se está dentro dos límites da capacidade de carga ou, en caso contrario, unha PE menor que a biocapacidade significaría que se está a cumprir o imperativo ecolóxico<sup>104</sup>. Probablemente, o feito de que os estudos de PE realizados tanto a nivel global, como de países, amosen que a situación máis frecuente é o primeiro caso, inflúe en que se resalte a necesidade de determinar en que medida a PE supera á biocapacidade, incidíndose en dúas situacións diferentes: sobrepasamento e déficit ecolóxico.

O sobrepasamento é un concepto empregado habitualmente na literatura sobre desenvolvemento sustentable (Meadows et al., 1972, 1991; Catton, 1980; Daily e Cobb, 1989). Meadows et al., (1991) sinalan que fai referencia a un suceso que ten lugar cando se vai alén dos límites dun sistema, de modo que o conxunto se ve prexudicado, pero dun xeito involuntario. O sobrepasamento se produce porque existe un cambio rápido nalgúns dos elementos do sistema mais, ben por distracción, mala información, falla de vontade, etc, existen dificultades para controlar o cambio, pois os sinais que advirten do perigo son difíciles de percibir, percíbense mal ou simplemente néganse. Na análise da sustentabilidade ambiental e, considerando o imperativo ecolóxico proposto por Wackernagel e Rees, a capacidade de carga delimitaría os límites do sistema.

O sobrepasamento pode ser mantido no tempo, sempre que haxa *stocks* de produtos

---

**104** O terceiro caso, a PE é igual á biocapacidade, delimitaría o límite a partir do cal un maior consumo implicaría a superación da capacidade de carga dispoñible.

acumulados ós que se poda recorrer, de modo que, canto máis grandes sexan os *stocks*, máis tempo pode manterse<sup>105</sup>.

Meadows et al., (1991) sinalan que cando se asiste a un sobrepasamento só resultan posibles dúas alternativas. Unha solución pasaría por unha rectificación deliberada que tenda afastar as distintas variables lonxe dos seus límites. A alternativa sería que suceda un *crash* no sistema, unha convulsión interna de tal magnitude que free endoxenamente ás variables que se sobrepasaron.

Catton (1980, 1982) aplicou o concepto á relación entre os seres humanos e o medio ambiente, destacando a apropiación que os humanos facemos dos ecosistemas para satisfacer as nosas necesidades, reducindo o espazo para o resto de especies. De acordo a este autor, os humanos vivimos dende fai tempo fóra dos límites da capacidade de carga, “*condición na cal a capacidade permanente dun determinado hábitat para manter unha determinada forma de vida é menor que a cantidade de esa forma que xa existe*” (Catton, 1980, 67). Esta situación só se pode manter a costa de reducir o *stock* de capital natural ata que, co tempo, eses *stocks* e tódolos bens e servizos que subministran se esgoten. De aí que Catton (1980) prognosticaba un *crash* inevitable, que podería rematar co fin da especie humana.

Wackernagel e Rees son herdeiros de Catton, no sentido en que destacan que o capital natural pode ser consumido durante un período de tempo limitado máis rápido do que se rexenera. Esta situación pode manterse mentres exista un *stock* suficiente, que actúe de colchón fronte a un consumo de recursos naturais que supera os ingresos naturais que ese capital produce. Non obstante, a situación non se pode manter indefinidamente, pois o sobrepasamento propicia a redución deste *stock* e, polo tanto dos ingresos xerados (Wackernagel e Silverstein, 2000).

De aí que, un sobrepasamento puntual, ou durante un período curto, non sexa necesariamente perigoso. Non obstante, o crecemento económico da humanidade está a ser mantido en base a un sobrepasamento continuado (Wackernagel et al., 1999b), constatándose a redución do *stock* de capital natural.

---

**105** Se, por exemplo, a taxa de deforestación dun bosque é maior ca de rexeneración, a situación pode manterse no tempo debido a existencia de *stocks* de bosques.

En termos de PE, este esquema se formula en termos de PE e biocapacidade:

*“O sobrepasamento é a cantidade en que a PE total da humanidade supera á capacidade de carga[...]. Noutras palabras, existe sobrepasamento cando o consumo da economía excede ao ingreso natural, o que significa un decline ecolóxico. O sobrepasamento só é posible temporalmente e supón altos custos para as futuras xeracións”* (Wackernagel e Rees, 1996, 56).

### **2.3.1.1. O sobrepasamento global**

Se ben a nivel teórico a idea de sobrepasamento é bastante intuitiva, considerando o método de cálculo empregado para obter a PE, existen unha serie de cuestións que distancian o concepto teórico do que a PE amosa, sobre todo no que atangue ao sobrepasamento global.

Unha primeira cuestión xorde se nos preguntamos cómo se poden consumir máis recursos que os que se producen no planeta. As superficies dedicadas a cultivos ou pastos<sup>106</sup> son creadas polos humanos, e os seus rendementos están en función da cantidade sementada ou plantada. Adoitan ser produtos cun ciclo de vida inferior a un ano, polo que, neste período, o considerado a efectos de pegada ecolóxica, se pode consumir todo o que se produce, sen que exista unha redución do “stock produtor” que impida obter a mesma a cantidade o ano seguinte. De aí que non parece posible que o consumo de recursos poda superar aos ingresos naturais ou a produción que é sustentable.

Pola contra, en bosques e superficie mariña, ten máis sentido a comparación entre o consumo da economía e o ingreso natural. No primeiro caso, o período de tempo desde que se planta unha árbore ata que acada a súa máxima capacidade produtiva supera amplamente un ano. Se a recolección de todo o trigo cultivado nunha hectárea nun ano non impide que o ano seguinte se obteña a mesma cantidade, a tala dun bosque maduro impide que ao ano seguinte se obteña a mesma cantidade de madeira.

---

**106** Os pastos están formados pola superficie produtora de alimento para o gando, incluíndo tanto zonas silvestres como outras áreas produtoras de cultivos forraxeiros e, en xeral, de calquera especie destinada a alimento do gando.

O mesmo sucede cos produtos pesqueiros. A necesidade de manter un “*stock produtor*”, neste caso, reprodutor, é quizais máis visible, pois, na medida en que se trata de especies animais, só ao acadar unha determinada idade está en condicións de producir individuos novos. Se nun ano se capturan tódolos individuos adultos, impedirase a obtención da mesma biomasa nun futuro, existindo un factor limitador adicional, pois os humanos temos unha menor capacidade cultivar os mares, sen que unha ampla maioría de especies podan ser repoboadas.

A PE asume esta formulación, a pesares de que nas diferentes publicacións non se adoita incidir nos matices sinalados. Así, o “método composto” introduce un rendemento sustentable, nos casos onde existe a necesidade de manter un “*stock produtor*”. Se para os produtos cultivados a produtividade aplicada para estimar a PE, é calculada a partir do rendemento total da superficie cultivada, no caso da madeira e produtos pesqueiros considérase un rendemento máximo sustentable (RMS). Este rendemento asóciase, no caso dos bosques, co crecemento anual da biomasa por hectárea (Wackernagel et al. 1999b). No caso das pesqueiras, cun volume de capturas que se considera garante o mantemento dese volume ao longo do tempo (WWF, 2000, 2006, 2008).

O Cadro 2.6 amosa o diferente modo de proceder nun e outro caso, dende a perspectiva do método de cálculo inicial.

As Ecuacións 1-4 recollen as diferenzas sinaladas. O lado esquerdo de cada ecuación amosa como se calcularía a PE considerando tódolos produtos consumidos no planeta obtidos dunha determinada superficie, mentres que o dereito amosa o cálculo da biocapacidade<sup>107</sup>.

As Ecuacións 1-2 reflicten os cálculos de cultivos e pastos. O consumo total de cada unha desas superficies coincide coa produción obtida ( $C=R$ ), polo que o cociente é igual a 1. Tendo en conta que o factor de equivalencia está nos dous membros da igualdade, pode eliminarse, polo que só permanecería a SBP. No caso das Ecuacións 3 e 4, a consideración dun RMS permite a posibilidade de sobrepasamento, sempre que o consumo supere este rendemento.

---

**107** Ao seren cálculos globais, o factor de referencia é igual a 1, polo que non aparece nas ecuacións.

**Cadro 2.6.** A PE e a biocapacidade dos cultivos, pastos, madeira e produtos pesqueiros

$$\frac{\frac{C}{R}}{SBP} \times FE = SBP \times FE \quad [1]$$

$$\frac{C}{R} \times SBP = SBP \quad [2]$$

$$\frac{\frac{C}{RMS}}{SBP} \times FE <> SBP \times FE \quad [3]$$

$$\frac{C}{RMS} \times SBP <> SBP \quad [4]$$

C: Consumo mundial de recursos dunha determinada superficie

R: Rendemento

RMS: Rendemento máximo sustentable da superficie j.

SBP: Superficie bioloxicamente produtiva da superficie j.

FE: Factor de equivalencia da superficie j.

**Fonte:** Elaboración propia a partir de Wackernagel et al., (2005)

**Táboa 2.4.** PE e biocapacidade globais no período 1996–2003 (Gha/hab.)

Concepto	Superficie cultivable	Pastos	Bosques	Superficie construída	Absorción de CO <sub>2</sub>	Mar	Total
PE 1996	0,69	0,31	0,28	0,12	1,41	0,04	2,85
Biocapacidade 1996	0,63	0,31	1,03	0,12	0	0,03	2,18
PE 1999	0,53	0,12	0,33	0,10	0,99	0,14	2,28
Biocapacidade 1999	0,53	0,27	0,86	0,10	0	0,14	1,90
PE 2001	0,49	0,14	0,18	0,07	1,2	0,13	2,21
Biocapacidade 2001	0,53	0,27	0,81	0,07	0	0,13	1,81
PE 2003	0,49	0,14	0,23	0,08	1,06	0,15	2,23
Biocapacidade 2003	0,53	0,27	0,77	0,08	0	0,14	1,78
PE 2005	0,64	0,26	0,23	0,07	1,41	0,09	2,7
Biocapacidade 2005	0,64	0,37	0,81	0,07	0	0,17	2,1

**Fonte:** Elaboración propia a partir de WWF (2000; 2002; 2004; 2006, 2008).

En canto á superficie construída e a área de absorción de CO<sub>2</sub>, presentan diferentes particularidades. No primeiro caso, a PE coincide coa biocapacidade por definición, polo que non é posible o sobrepasamento. No segundo, a consideración dun único uso para cada tipo de superficie impide que a demanda de superficie derivada do consumo de enerxía teña unha contrapartida polo lado da oferta, polo que calquera consumo produce sobrepasamento.

En síntese, podemos concluír que o sobrepasamento pode producirse debido ao consumo de madeira, produtos pesqueiros e enerxía. No resto dos casos, por definición, é imposible que a PE supere á biocapacidade.

A Táboa 2.4 confirma esta hipótese, engadindo algunha información interesante. Os datos recollidos son obtidos dos Informes IPV, amosando PE e biocapacidade en diferentes anos. Obsérvase que, coa excepción dos anos 1996 e 2003, onde, aparentemente, a pegada derivada do consumo de produtos pesqueiros supera á biocapacidade, o resto dos anos, o sobrepasamento é causado exclusivamente polo consumo de enerxía, para o que non se computa biocapacidade<sup>108</sup>.

A maiores, existe unha cuestión habitualmente omitida nos estudos de PE, relacionada coa existencia de excedentes dun ano a outro. O feito de que o consumo nun ano determinado supere á produción debido a existencia de remanentes de anos anteriores choca coa asunción principal de que un consumo global por riba da produción é sinónimo de sobrepasamento. A cantidade consumida de, por exemplo, madeira, nun ano podería superar ao rendemento considerado sustentable se nos anos anteriores existen excedentes. Neste caso é difícil diferenciar o sobrepasamento real do consumo de excedentes de anos anteriores.

As características dalgúns dos recursos considerados, por exemplo, os alimentos, fan factible asumir que todo o que se produce se consume no mesmo ano. Sen embargo, polo menos na exposición teórica do método, debería considerarse esta posibilidade.

---

**108** En canto ao caso dos produtos pesqueiros, a introdución da produtividade primaria na análise parece evitar que o consumo supere á biocapacidade, pois a *“biocapacidade está estimada a partir da produtividade primaria da biosfera, e non no stock de recursos dispoñible”* (Ewing et al., 2008, 3). De aí que, sexa bastante estraño o acontecido en 2003, cando a PE xa se estima en base á PPR. Venetoulis e Talberth (2008) afirman que o sobrepasamento dese ano probablemente obedeza a un erro tipográfico, se ben descoñecemos se esta hipótese é certa.

### 2.3.1.2. *Sobrepasamento rexional*

O sobrepasamento pode tamén existir a nivel rexional ou local<sup>109</sup>. Neste caso, a PE relaciónase coa biocapacidade do territorio que ocupa a poboación estudada, delimitado polas súas fronteiras políticas, no caso de países.

*“O deficit ecolóxico ou de sustentabilidade é unha medida do sobrepasamento local. Estima a diferenza entre a capacidade carga dunha rexión ou país estudado e a súa PE. Polo tanto, revela en que medida a rexión é dependente de capacidade de carga extrateritorial obtida a través dos fluxos comerciais”* (Wackernagel e Rees, 1996, 55).

A nivel rexional emprégase máis o termo déficit ecolóxico, se ben tal e como denota o parágrafo anterior, durante un tempo considerouse que ambos termos, déficit ecolóxico e sobrepasamento local, eran sinónimos e indicativos de que se supera a capacidade de carga dispoñible. Posteriormente, como veremos, xorden matizacións que establecen diferenzas entre ambos. En todo caso, durante unha boa parte da vida da PE, asumíuse que, a nivel rexional, unha pegada superior á biocapacidade da que dispón cada rexión implicaba un déficit ou sobrepasamento, mentres que, no caso contrario, existiría un excedente ecolóxico.

Neste caso, a existencia de comercio exterior engade novos elementos á análise, non presentes a hora de estudar o sobrepasamento global. A este nivel, a falla de suficiente biocapacidade non se pode manter indefinidamente, pois, polo menos teoricamente, necesariamente implica a redución do *stock* de capital natural do planeta. A unha escala local, os países e rexións poden adquirir a capacidade de carga da que non dispoñen, importándoa doutros territorios. Así, a adquisición de bens doutros países implica o incremento da capacidade de carga do importador. Ao mesmo tempo, as X implican a redución da biocapacidade inherente aos bens exportados, que pasan a ser consumidos polos habitantes do territorio que os adquire. Deste modo, a análise de PE pon de manifesto que detrás dos bens comercializados está a superficie da que se obteñen.

---

**109** Empregamos o termo “rexional” tal e como o viñamos facendo ata agora, en contraposición ao vocábulo “global”. No mesmo sentido, na literatura tamén se emprega a denominación “sobrepasamento local”.

O comercio de biocapacidade non sería negativo si só se comerciasen os excedentes ecolóxicos dispoñibles: os países con excedentes ofertarían toda, ou parte, da capacidade de carga que non consumen, adquirida por aqueles países que non dispoñen da suficiente (Rees, 1992). Neste caso, podería existir un problema de equidade, no sentido de que a falla de capacidade adquisitiva dalgúns países con déficit, sería unha restrición importante para adquirir capacidade de carga, que tendería a concentrarse en aqueles países con maiores ingresos. As posibilidades de crecemento económico nos países con déficit ecolóxico estarían restrinxidas pola dispoñibilidade de ingresos e pola biocapacidade ofertada no mercado internacional. Se ben os países ricos poderían vivir moi por riba das súas posibilidades ecolóxicas, non habería un problema de sobrepasamento global, pois só se comercian excedentes.

O problema xorde cando o comercio exterior se fundamenta en criterios puramente económicos, sen establecer ningunha restrición ecolóxica. Neste caso, a necesidade de obter ingresos pode provocar que a biocapacidade ofertada non proceda só de excedentes, influíndo a demanda de países ricos na creación de déficits ecolóxicos en países que, por necesidades económicas vense obrigados a comerciar máis biocapacidade da que lles sobra<sup>110</sup>. A adquisición de enerxía e materiais mediante o comercio exterior é considerada unha forma de imperialismo termodinámico (Rees e Wackernagel, 1996), sucesor do imperialismo político. Os países con déficit ecolóxicos non terían máis restrición que a económica para seguir medrando, se ben, na medida en que se comercia máis biocapacidade que a excedente, existiría sobrepasamento global.

Wackernagel e Rees son conscientes dos problemas derivados dun comercio exterior rexido exclusivamente por criterios económicos. A consideración dos fluxos físicos detrás das transaccións monetarias deixa claro que, incluso dispoñendo da capacidade adquisitiva suficiente, a existencia dunha biocapacidade limitada impón límites á expansión económica mundial e, polo tanto dos territorios que forman o planeta:

*“O problema é que a lóxica económica dominante e os acordos comerciais ignora a*

---

**110** *“Os déficits ecolóxicos dos países ricos poden chegar a afectar seriamente a aqueles participantes que, nunha economía global, ostentan excedentes ecolóxicos, normalmente, países de baixos ingresos con abundantes recursos naturais”*(Wackernagel e Rees, 1996, 99).

*capacidade de carga e as consideracións sobre a sustentabilidade. Nesas circunstancias, o comercio pode acelerar o consumo de capital natural e, polo tanto, a capacidade de carga global". (Rees, 1992, 126).*

*"A sustentabilidade global non pode ser un déficit ecolóxico financiado; non todos os países e rexións poden se importadores netos de capacidade carga!. Isto ten profundas implicacións para os modelos convencionais de desenvolvemento". (Wackernagel e Rees, 1996,98-99).*

Así mesmo destacan a capacidade da PE para contribuír ao logro dun comercio internacional que se realice dentro dos límites do medio ambiente:

*"Lonxe de superar os límites ecolóxicos, a expansión do comercio leva a humanidade ao sobrepasamento da capacidade carga a longo prazo do planeta. Os patróns do comercio internacional deberían ser revisados para asegurar que son equitativos, construtivos socialmente e restrinxidos dentro dos superávits ecolóxicos. [...] A pegada ecolóxica podería contribuír a tal réxime, na medida en que permite saber as cargas na ecosfera de cada país, podendo ser empregada para dirixir os balances ecolóxicos de comercio" (Wackernagel e Rees, 1996,133).*

En resumo, Wackernagel e Rees propoñen un modelo de comercio exterior onde os excedentes ecolóxicos limiten a oferta e a demanda de cada rexión de modo que non existan países que sexan importadores netos de biocapacidade (Wackernagel e Silverstein 2000).

Así, nesta primeira época, se asume que as rexións con déficit ecolóxico son insustentables, mentres que as que contan con excedentes cumprirían co imperativo ecolóxico.

*"A pesares das limitacións, a PE describe un criterio mínimo para a sustentabilidade ecolóxica: a pegada debe ser menor que a capacidade ecolóxica dispoñible. Dado que a PE infravalora o impacto humano, esta condición non é suficiente, pero si absolutamente necesaria" (Wackernagel e Silverstein 2000, 394).*

No caso de países cun elevado nivel de vida e reducida capacidade, é posible que non dispoñan de excedente algún que exportar, polo que o estilo de vida dos seus habitantes debería adecuarse a súa escasa capacidade de carga, reforzándose o argumento ecolóxico con razóns de xustiza social:

*“Por tanto, a orde económica actual fomenta estratexias económicas de nacións como Singapur, Holanda ou Suíza, que só poden funcionar apropiándose de capacidade ecolóxica doutras rexións. É isto xusto?”* (Wackernagel e Silverstein, 2000,393-394)

De aí que o sesgo anticomercio sexa unha das críticas máis repetidas á análise de PE, existindo cambios notables na visión dos autores a este respecto, tal e como sinalaremos.

### 2.3.2. Principais utilidades da PE

Nos epígrafes anteriores, destacamos que a PE é un indicador cuxo obxectivo é documentar as necesidades de capital natural dos seres humanos que habitan un determinado territorio. O seu principal obxectivo é determinar a existencia ou non de sobrepasamento e a súa magnitude. Tanto o deseño do indicador como o principal obxectivo están relacionados coa visión da sustentabilidade dos seus creadores, marcada pola satisfacción das necesidades dos habitantes de planeta (imperativo socioeconómico), coa restrición de manterse dentro da capacidade de carga (imperativo ecolóxico).

A utilidade da PE, relaciónase, en primeiro lugar, coa determinación da posición de sustentabilidade dos habitantes do territorio ao que se aplica o indicador. Nese sentido, destácase inicialmente o potencial da pegada como indicador de sustentabilidade, indicando incluso o estado dos ecosistemas: *“A PE pode ser usada como un efectivo indicador de sustentabilidade e saúde ecolóxica”* (Wackernagel e Rees, 1996, 113). Ademais de ilustrar que é posible a existencia de sobrepasamento e demostrar que na actualidade está a ocorrer, a PE determina quen está contribuíndo, e canto, ao impacto total da humanidade (Wackernagel e Silverstein, 2000).

De aí que unha segunda utilidade teña que ver coa adopción de medidas que contribúan a evitar o sobrepasamento, destacándose nos primeiros anos de vida do indicador a súa potencialidade como ferramenta de planificación e xestión a distintos niveis:

*“A análise de pegada ecolóxica pode asistir no desenvolvemento de respostas políticas nun amplo abano de contextos dende tecnoloxía, avaliación e políticas medioambientais, a través de planificación local, rexional e nacional para o deseño de tratados internacionais”.* (Wackernagel e Rees, 1996, 150).

Tanto as características do indicador (comprensible, intuitivo, fácil de comunicar) como a información que proporciona, incluíndo a demanda de diferentes tipos de superficie, o converterían nunha ferramenta axeitada para ser empregada na toma de decisións políticas relacionadas coa sustentabilidade ambiental do territorio estudado (Wackernagel 1998b).

Manténdonos dentro da visión da pegada como unha ferramenta de xestión, pero adoptando unha perspectiva global, xa adiantamos o potencial do indicador á hora de contribuír ao logro dun comercio internacional equitativo, regulado non só en base a criterios estritamente comerciais, senón incluíndo restricións ecolóxicas.

Igualmente, a contabilización nunha única unidade de diferentes usos dos recursos naturais dotaría á PE de capacidade para lograr acordos internacionais en relación a xestión de recursos comúns de modo equitativo, sendo unha ferramenta con capacidade para contribuír ao logro da seguridade ecolóxica e, polo tanto, á estabilidade xeopolítica do planeta (Wackernagel e Rees, 1996).

## **2.4. MODIFICACIÓNS SIGNIFICATIVAS NO CONCEPTO E CÁLCULO DA PEGADA ECOLÓXICA**

A PE non permaneceu como un indicador inmutable. Desde a súa creación, a principios dos anos 90, ata a actualidade, sufriu cambios importantes relativos a cuestións que afectan tanto aos seus fundamentos, como ao proceso de cálculo. A continuación recollamos algúns dos cambios máis relevantes.

### **2.4.1. Modificacións a respecto dos obxectivos e interpretación do indicador**

#### **2.4.1.1. Sobre os obxectivos do indicador**

Anteriormente, destacamos que un dos principais obxectivos da PE relaciónase coa medición do sobrepasamento. Incídese en que a pegada ecolóxica é un poderoso indicador de sustentabilidade e saúde ecolóxica (Wackernagel e Rees, 1996) con capacidade para

estimar a extensión do sobrepasamento, ademais de facer visible a contribución do comercio exterior á insustentabilidade global. Os déficit ecolóxicos, eran considerados negativos, pois implicaban a superación da capacidade de carga local (Wackernagel e Silverstein, 2000).

Co tempo, os obxectivos do indicador foron redefinidos cara cuestións máis específicas e, quizais, menos ambiciosas que as iniciais. O cambio principal relaciónase coa consideración da documentación do sobrepasamento como o único obxectivo do indicador. Na actualidade o obxectivo da pegada é *“a determinación de canta biosfera é precisa para manter o consumo de recursos dunha poboación determinada nun momento dado, coa tecnoloxía existente e as prácticas de xestión vixentes”* (Monfreda et al., 2004, 232). Destácase que a PE é unha medida do sobrepasamento, máis non da sustentabilidade ecolóxica (Wackernagel et al., 2004b).

A énfase na documentación do sobrepasamento non é nova, polo que non nos debe sorprender. O cambio principal está na renuncia ao papel de indicador de sustentabilidade, unha das principais utilidades citadas anteriormente. A pesares de que esta modificación non ten efectos na práctica, o indicador segue usándose igual que antes, parécenos destacable destacar este cambio de enfoque, polo menos desde unha perspectiva teórica. Como veremos posteriormente, algunha das críticas recibidas, probablemente leve a Wackernagel e Rees a modificar as utilidades que sinalaban inicialmente.

As modificacións no papel desenvolvido polo déficit ecolóxicos son expostos a continuación.

#### **2.4.1.2. Déficit ecolóxico e sobrepasamento**

O papel asignado ao comercio entre rexións na análise de PE é unha das cuestións nas que máis se modificou a respecto da visión inicial. Debemos lembrar que Wackernagel e Rees consideraban que o comercio exterior sen ningún tipo de restrición medioambiental contribúe a que os países con maior capacidade adquisitiva podan incrementar os seus déficit ecolóxicos, acelerando o sobrepasamento global.

De aí que sexa necesario establecer límites ao comercio entre países, en función do

uso da capacidade de carga empregada por cada territorio. Desde esta perspectiva, consideraban axeitado establecer dous tipos de restricións: 1) que só se comerciasen excedentes ecolóxicos e 2) que ningún país sexa importador neto de capacidade de carga. Deste modo, evitaríase que as rexións con suficiente capacidade adquisitiva restrinxan o desenvolvemento daqueles que, por non ter fontes alternativas de ingreso, vense obrigados a exportar capacidade de carga máis alá dos seus excedentes. Igualmente, na medida en que non existirían sobrepasamentos rexionais, non sería posible o sobrepasamento global:

*“Se as biorexións individuais aprenden a vivir de modo sustentable en base aos seus propios recursos complementados por un comercio ecoloxicamente equilibrado, o efecto neto contribuirá á sustentabilidade global.[...]”* (Wackernagel e Rees, 1996,143).

Esta visión foi modificada en diferentes traballos, introducindo novos elementos á hora de determinar a existencia de déficit ecolóxico ou sobrepasamento a nivel rexional.

En primeiro lugar, ponse explicitamente de manifesto a diferenciación entre pegada da produción, referida á produción de bens para o consumo, e a pegada do consumo.

A PE foi pensada para reflectir o estilo de vida dos habitantes dun territorio, recoillendo os consumos e refugallos xerados polos seus habitantes. Conceptualmente é polo tanto, unha pegada do consumo. Non obstante, é factible calcular unha pegada que compute a superficie necesaria para obter os bens producidos e absorber os refugallos xerados na economía estudada, ou da produción, referíndonos á produción de bens para o consumo. Deste modo, a pegada do consumo estimaríase engadindo á pegada da produción á pegada das M e restando a das X.

**Cadro 2.7.** Déficit e sobrepasamento ecolóxico a nivel rexional

$$PE_{consumo} = PE_{produción} + PE_M - PE_X$$

$$Déficit\ ecolóxico = PE_{consumo} - Biocapacidade$$

$$Déficit\ ecolóxico\ do\ comercio = PE_{consumo} - PE_{produción}$$

$$Sobrepasamento\ ecolóxico = Biocapacidade - PE_{produción}$$

Fonte: Elaboración propia a partir de Wackernagel et al., (2005).

No novo esquema proposto, a comparación entre a PE, dende a perspectiva do consumo e a biocapacidade dispoñible, determina, ao igual que na visión inicial do indicador, a existencia de déficit/excedente ecolóxico, de modo que un país ten déficit ecolóxico, dende a perspectiva do consumo, cando a súa pegada excede a biocapacidade dispoñible<sup>111</sup>.

Sínálase tamén que o déficit ecolóxico pode ser causado por dous motivos 1) importacións de biocapacidade; 2) liquidación do capital natural. Esta diferenciación non é realmente nova, pois está presente na análise de PE dende o seu inicio<sup>112</sup>.

Un país con déficit ecolóxico pode recorrer a importacións para poder cubrir o exceso da súa demanda de recursos sobre a súa capacidade de produción, adquirindo produtos de países que teñen excedentes ecolóxicos. Neste caso, e esta é unha das novidades, afirmase que o país en cuestión está nunha situación de déficit ecolóxico do comercio, calculando a súa magnitude, restando a pegada da produción á pegada do consumo.

Polo tanto, se a PE do consumo é maior que a PE da produción existiría un déficit ecolóxico comercial e, en caso contrario, un excedente ecolóxico comercial.

Seguindo a (Wackernagel et al., 2005), os déficit ecolóxicos que non son equilibrados co comercio exterior<sup>113</sup>, provocan sobrepasamento ecolóxico, entendido no sentido habitual, de que os recursos son consumidos a un ritmo que supera a capacidade da biosfera para substituílos. É dicir, para satisfacer unha demanda de biocapacidade que supera á dispoñible, non se recorre ao comercio con outras rexións, senón que se sobreexplota a superficie produtiva. A magnitude deste sobrepasamento doméstico, calcularíase restando a biocapacidade do país menos a pegada da produción.

Deste modo existen diversas posibilidades á hora de avaliar a situación de déficit/excedente ecolóxico a nivel local.

---

**111** No caso contrario, existiría un excedente ecolóxico.

**112** “A comparación da súa capacidade produtiva dunha rexión coa súa capacidade de carga revela un gap de sustentabilidade que se mantén na actualidade mediante importacións insustentables ou reducindo o capital natural local” (Wackernagel e Rees, 1996).

**113** Noutras palabras, a PE supera a biocapacidade, pero a rexión en cuestión non é importador neto de capacidade de carga.

1. *Déficit ecolóxico comercial e sobrepasamento.*- A pesares de tratar de cubrir o déficit de recursos importando máis do que se exporta, existe un sobre uso da biocapacidade doméstica.
2. *Déficit ecolóxico comercial e non sobrepasamento.*- Neste caso, o déficit de recursos soluciónase mediante o comercio, sen que exista un sobre uso da biocapacidade dispoñible.
3. *Excedente ecolóxico comercial e sobrepasamento.*- Esta situación indicaría que se está a sobreexplotar a biocapacidade doméstica, sendo as exportacións de superficie maiores que as importacións. Tal e como indica Monfreda et al., (2004), estaría-se a liquidar o capital natural para servir ás exportacións.
4. *Excedente económico comercial e non sobrepasamento.*- Nesta situación, a biocapacidade existente permite obter un excedente que se exporta, sen que isto implique sobreexplotación dos recursos.

É destacable que a existencia dun excedente ecolóxico non implica que se estean a xestionar sustentablemente os recursos, pois poden ir acompañados de sobrepasamentos. Ao mesmo tempo, un déficit comercial pode non ter ningunha implicación en termos de desenvolvemento sustentable, pois pode manterse nunha situación onde os recursos se xestionen con prácticas sustentables. Así, países cun marcado carácter importador e cunha biocapacidade insuficiente para satisfacer as súas necesidades domésticas, (Singapur ou Holanda, serían bos exemplos), poderían ser agora sustentables dende unha perspectiva da PE, a pesar do déficit comercial (Wackernagel et al., 2005).

A pesar de que se recoñece que si tódolos países teñen déficit ecolóxicos, o planeta non sería sustentable, isto non significa que os países deban limitarse ao uso da capacidade de carga doméstica, pois a PE non resolve estas preguntas, senón que trata de cuantificar os retos ecolóxicos e os conflitos que a humanidade debe resolver (WWF, 2000).

Deste modo, os déficit e excedentes comerciais poden convivir, ou non, co sobrepasamento ecolóxico, a diferenza da visión inicial, onde os déficit locais se identificaban con el. As variables comerciais non xogan ningún papel na análise da sustentabilidade, relacionada exclusivamente coa documentación do sobrepasamento.

A introdución de novos conceptos e a reinterpretación do papel do comercio exterior á hora de producir sobrepasamento local, permite salvar de modo máis solvente as críticas do suposto sesgo anticomercio que algúns autores lle atribúen á PE.

De acordo a (Wackernagel et al., 2004b, 276), o problema xurde porque non estaban claros os conceptos de déficit ecolóxico e sobrepasamento:

*“A confusión no pasado entre déficit ecolóxico e sobrepasamento fixo que xurdiran críticas que acusan á PE de ter un sesgo anticomercio.[...] A PE non demostra se o comercio é de per se problemático. A moza se a demanda de recursos dunha rexión excede á súa biocapacidade. Sen embargo, o déficit de recursos, difire do sobrepasamento ecolóxico, quen indica a sobre explotación do capital natural.[...]”*

*“A idoneidade dos déficit ecolóxicos está, polo tanto, aberta a interpretación. Algúns poden argumentar que os países que dependen de importacións de bens críticos afrontan riscos potenciais. Eles ven os déficit ecolóxicos como unha carga. Outros reclaman que as rexións que necesitan vivir dentro da súa capacidade ecolóxica (ou que o comercio necesita estar ecoloxicamente equilibrado). Inda hai xente que pode celebrar o comercio por liberar as economías das restricións locais”.*

Esta “neutralidade” do comercio exterior no que atangue á contribución á sustentabilidade ambiental de rexións choca claramente co rol asignado anteriormente.

É certo que o comercio entre rexións *per se* non era considerado negativo, pero si que se consideraba que contribuía á insustentabilidade si se realiza sen ningún tipo de control, pois 1) contribúe a aumentar a capacidade de apropiación de biocapacidade dos territorios que dispoñen de medios para facelo, sendo o medio empregado polos países con maior capacidade adquisitiva sexan insustentables; 2) os déficit ecolóxicos comerciais poden afectar ao desenvolvemento daquelas rexións que lles subministran os bens que consumen, inducendo ao sobrepasamento local e limitando a mellora da calidade de vida; 3) dado que non é posible que todos os países manteñan déficit comerciais ecolóxicos e os altos niveis de vida dos países desenvolvidos acadanse grazas a ser debedores ecolóxicos, é imposible que todas as rexións manteñan niveis de vida elevados.

A visión inicial da PE incorpora un xuízo de valor que, por outro lado, compartimos, relacionado coa contribución do indicador ao logro dun comercio equitativo, lo-

grado en base a penalizar a aqueles países que manteñen o seu estilo de vida en base a importacións continuas de capacidade de carga . Deste modo, a vertente social da sustentabilidade, relacionada, neste caso, cunha dimensión moral, (Wackernagel e Rees, 1996) tiña certa relevancia.

O novo esquema proposto, ademais de salvagardarse dalgunhas críticas, busca un indicador máis “obxectivo”, pois elimínase este xuízo de valor, perdendo peso na pegada a vertente social da sustentabilidade. Por outro lado, o criterio de sustentabilidade, vólvese máis incerto, e o indicador menos útil: aínda que está suficientemente clara a insustentabilidade do sobrepasamento local, a pegada inhíbese de avaliar unha situación de déficit ecolóxico comercial sen sobrepasamento, aberta á interpretación.

Debemos destacar que estes cambios non afectan á estimación da PE a nivel planetario, pois, na medida en que, neste ámbito, non existe comercio exterior, a pegada da produción coincide coa do consumo e o déficit ecolóxico global sempre implica sobrepasamento. Non obstante, sinálase que a ausencia de déficit ecolóxico non garante que se está nunha situación sustentable:

*“Un déficit ecolóxico global sempre implica sobrepasamento, dende que non hai outro país de quen importar. Se embargo, a ausencia de déficit ecolóxicos (a niveis global, nacional ou local) non necesariamente indica que verdadeiramente se estean xestionando os recursos sustentablemente, pois o sobre uso local pode provocar sobrepasamento ou outro sobreuso local do capital natural”* (Wackernagel et al., 2005).

## **2.4.2. Modificacións do método de cálculo**

### **2.4.2.1. A pegada do consumo de enerxía**

#### **A enerxía nuclear**

No momento de escribir estas liñas, acábase de publicar o último informe *Índice Planeta Vivo* (IPV) (WWF, 2008). Neste traballo decídese eliminar a compoñente da enerxía nuclear da PE. Alégase que non existe base científica para tratar do mesmo modo a enerxía nuclear e á procedente da queima de combustibles fósiles. Por outro lado, siná-

lase que a PE é un indicador histórico e non sen capacidade de predición, polo que non cómpre considerar dous dos principais efectos da produción de enerxía nuclear: o risco de accidente e o almacenamento futuro dos residuos nucleares.

Obviamente, estes dous argumentos son certos, se ben xa se era consciente destes problemas no momento en que se decidiu incluír na análise de pegada a este tipo de enerxía<sup>114</sup>. De aí que consideramos que debería haber razóns adicionais que xustifiquen este cambio e non sexamos favorables a esta eliminación. É certo que a nivel mundial a pegada da enerxía nuclear é pouco importante, o 2,26% da PE total en 2003 (WWF, 2006). Non obstante, esta compoñente é importante na pegada de moitos países (26,7 % da PE francesa e 23,2% en Lituania, por exemplo) (WWF, 2006). A súa exclusión prima o uso deste tipo de enerxía, con tódolos riscos que implica (accidente, eliminación de residuos...) <sup>115</sup>, nun momento onde o debate sobre a volta a enerxía nuclear está a cobrar importancia.

En todo caso, e dado que GFN participa nos informes IPV, é probable que este organismo asuma a eliminación da pegada da enerxía nuclear<sup>116</sup>.

### A capacidade de absorción dos océanos

Outra cuestión relevante neste apartado ten que ver co papel desempeñado polos océanos na absorción de CO<sub>2</sub>. Nos primeiros traballos non se consideraba a capacidade de absorción dos mares. Na actualidade, exclúese da área de absorción dos bosques a parte das emisións antropoxénicas de CO<sub>2</sub> que poden absorber os océanos. En WWF (2000) estimábase que os océanos absorbían o 35% das emisións procedentes da queima de combustibles fósiles, cifra que se reduce ao 33% en Wackernagel et al. (2005). Noutros traballos cuantifican estas emisións, estimadas en 1,8 xiga toneladas de CO<sub>2</sub> por ano (WWF, 2004; Kitzes et al., 2007c).

---

**114** Ver Monfreda et al., (2004) ou Wackernagel et al., (2005).

**115** Sirva como exemplo o caso de Chernobyl en 1986.

**116** O documento de áreas de mellora do indicador publicado en 2007 (Kitzes et al., 2007a) xa abría este debate, sinalando a posibilidade de eliminar a enerxía nuclear da PE.

#### 2.4.2.2. A pegada dos produtos pesqueiros

Unha das cuestións nas que existen diferenzas importantes entre o cálculo inicial da pegada dos produtos pesqueiros e a proposta actual, radica na introdución da produtividade primaria.

O método de cálculo empregado na actualidade baséase na consideración dos niveis tróficos e na estimación da produtividade primaria requirida polas especies capturadas (PPR). A produción primaria (PP) é a cantidade carbono fixada polos organismos vivos, formando compostos orgánicos que serven de alimento ás especies non fotosintetizadoras<sup>117</sup>. Non todas as especies consumen directamente PP, pero, na medida en que existe unha pirámide trófica onde as especies de niveis máis altos se alimentan das de niveis máis baixos, a existencia de PP é o factor que posibilita a vida nos océanos (Lai, 2004).

A PP pode empregarse como unha unidade estándar, para estimar as necesidades alimenticias de cada especie mariña. Así, cada tonelada de pescado capturado pode expresarse en termos da PP requirida anualmente para soste unha especie dun determinado nivel trófico por unidade de biomasa (Pauly e Christensen, 1995; Kitzes et al., 2008a) ou PPR. A PPR de cada especie variará en función do seu nivel trófico, de modo que as situadas nos niveis máis altos da pirámide necesitarán máis “alimento” que as dos niveis máis baixos.

En 1995 sucede un fito importante en relación cos estudos de PP, pois Pauly e Christensen, (1995) publican “Primary production required to sustain global fisheries”. Este estudo establece melloras notables no método de cálculo da PPR, incidindo, ademais, na utilidade desta variable na xestión das pesqueiras<sup>118</sup>.

---

**117** A gran maioría da produción primaria que recibe o noso planeta provén, polo tanto, dos raios de sol, e é producida polos fotosintetizadores. Non obstante, en augas profundas dos océanos obtense PP mediante procesos químicos, sendo producida por algas microscópicas planctónicas, que poden ser vistas desde o espazo grazas aos seus pigmentos fotosintéticos (Lai, 2004).

**118** Na medida en que existan estimacións da PP dispoñible e da PPR das especies capturadas, pode estimarse a parte da PP da que nos apropiamos os humanos mediante a pesca e, a partir de aí, discutir os efectos nos ecosistemas. Estudos realizados amosan que o nivel trófico das capturas no mundo descende notablemente nas últimas décadas, o que podería influír na estrutura dos ecosistemas (Pauly et al., 1998).

O modo proposto para determinar as toneladas de PPR dunha determinada especie é o que recolle a Ecuación 1 (Cadro 2.8).

**Cadro 2.8.** A pegada dun produto pesqueiro en base ao método da PPR

$$PPR = t \times CC \times 10^{TL-1} \quad [1]$$

$$PPR = t \times CC \times DR \times 10^{TL-1} \quad [2]$$

$$R_g = \frac{PPS}{SBP_g} \quad [3]$$

$$PE = \frac{PPR}{R_g} \times FE \quad [4]$$

t: Toneladas de biomasa

CC: Contido de carbono

TL.: Nivel trófico

DR: Taxa de descartes

PPS: Producción primaria equivalente das capturas sustentables

$R_g$ : Rendemento medio dos océanos

FE: Factor de equivalencia

**Fonte:** Elaboración propia a partir de Wackernagel e Rees (1996, 66).

Nela, considéranse as toneladas (t), o contido de carbono da biomasa do pescado (CC), e o nivel trófico (TL) de cada especie, empregando unha taxa de transferencia media entre niveis tróficos do 10%<sup>119</sup>. Deste modo, a ecuación outórgalle unha maior PPR por tonelada a aquelas especies de niveis tróficos elevados, por exemplo, o bonito, acadando valores máis baixos aquelas dos niveis inferiores, por exemplo, o xurelo.

O aplicación desta ecuación incrementouse notablemente dende que o Proxecto “Sea Around Us”, realizado no *Fisheries Centre* da Universidade de British Columbia (Canada)<sup>120</sup> elabora unha serie de bases de datos que, entre outras cousas, ofrecen información relativa ás toneladas PPR das capturas totais e por especie de 150 países di-

<sup>119</sup> Este valor trátase dunha estimación inicial que os propios Pauly e Christensen (1995) recoñecen que debe ser mellorada, se ben mantívose vixente nos estudos de PE ata a actualidade.

<sup>120</sup> [www.searoundus.org](http://www.searoundus.org)

ferenciando as ZEE e alta mar. O cálculo da PPR realízase en base á formula de Pauly e Christensen (1995), polo que a maioría de estudos de PE empregan esta información, sen que a estimación das toneladas de PPR das capturas sexa motivo de discrepancias á hora de estimar a pegada dos produtos pesqueiros. A expresión dos consumos de pescado en toneladas de PP permite mellorar notablemente a precisión do indicador, de modo que unha mesma cantidade pode implicar pegadas diferentes en función do nivel trófico das especies consumidas.

Monfreda et al., (2004) describen o modo de introducir a PPR na análise de PE, se ben, posteriormente, téñense modificado algunhas das cuestións inicialmente sinaladas<sup>121</sup>. De aí que o método descrito nestas liñas se corresponda coa última versión existente das “National Accounts” no momento de escribir estas liñas (Kitzes et al., 2008a; Ewing et al., 2008).

A inclusión da produtividade primaria na análise supón algúns cambios relevantes. O esquema habitualmente empregado, compara o consumo de pescado (*t/ano*), cun rendemento representativo da produtividade dos océanos. A produtividade considera o RMS, normalmente 93 millóns de toneladas, e a SBP se identifica coas plataformas continentais.

Os cambios principais son os seguintes. En primeiro lugar, as toneladas consumidas (*t*) son substituídas pola cantidade de produción primaria requirida polas especies acuáticas durante a súa vida (PPR). Esta estimación realízase, para cada especie, en base á Ecuación 2 (Cadro 2.8).

Esta ecuación é similar á proposta por Pauly e Christensen (1995). Ademais de considerar as toneladas de produtos pesqueiros consumidas globalmente, ou en cada país para o que se queira aplicar o indicador (*t*); o contido de carbono (CC), a taxa de transferencia, un 10%, e o nivel trófico (TL) das especies capturadas, engádense un factor adicional.

A consideración dunha taxa de descartes (DR), permite que o indicador recolla que

---

**121** Por exemplo, inicialmente estimábase a pegada dos produtos acuícolas (Monfreda et al., 2004, Wackernagel et al., 2005), mentres que agora se opta por eliminalos (Ewing et al., 2008). Os produtos pesqueiros inclúen tanto peixe, como invertebrados, mamíferos mariños e plantas acuáticas. No caso da pesca continental, emprégase o mesmo procedemento que na mariña.

por cada tonelada de pescado consumida, se pesca unha cantidade maior. Asímesse unha única taxa,<sup>122</sup> para todas as especies, o que resta precisión á análise<sup>122</sup>.

O segundo cambio derivado da adopción dun enfoque baseado na produtividade primaria, afecta ao modo de estimar o rendemento dos océanos. Anteriormente, o rendemento global se consideraba a partir do RMS e da superficie das plataformas continentais. Agora, o RMS debe ser expresado en termos da produción primaria equivalente das capturas sustentable (PPS). A PPS calcúlase a partir de estimacións das capturas sustentables, expresadas en toneladas, para un conxunto de especies<sup>123</sup>. Estas toneladas son transformadas en produtividade primaria en base á Ecuación 2 (Cadro 2.8). Unha vez obtida a PPS, o rendemento global, aplicado tamén no caso de países, é estimado considerando a superficie das plataformas continentais do planeta, tal e como recolle á Ecuación 3 (Cadro 2.8).

Finalmente, é preciso a estimación do factor de equivalencia (FE) asociado á superficie mariña<sup>124</sup>. Como indicamos, este tipo de factores trata de estandarizar as hectáreas de cada unha das superficies que forman parte do indicador, en función da súa produtividade. As diferenzas de produtividade entre a superficie terrestre e mariña levan a proceder de forma un tanto especial no último caso, asumindo que unha hectárea global mariña é capaz de producir a mesma cantidade de calorías de salmón que as equivalentes de carne de tenreira producidas nunha hectárea global de pastos (Ewing et al., 2008). Deste modo a PP calcularíase de acordo á Ecuación 4 (Cadro 2.8).

En canto aos factores de rendemento, precisos para estimar a biocapacidade no ámbito de países, recórrese as ZEE, e non ás plataformas continentais, como indicadores da SBP. Por un lado, existe unha vinculación clara entre esta superficie e os países. Por outro, *Sea Around Us* ofrece información da produción primaria media dispoñible en cada ZEE, o que facilita os cálculos. É destacable que a pegada así calculada é moi sensible aos cambios no nivel trófico (Kitzes et al., 2008a)<sup>125</sup>. Isto agrávase, ao detectarse

---

**122** Doutro modo, cada tonelada de peixe capturado implica que se descartan 0,27.

**123** Información obtida de Gulland (1971).

**124** O factor de equivalencia así calculado aplícase tamén para as augas continentais.

**125** Por exemplo, a pegada dun xurelo (*Trachurus trachurus*), un nivel trófico por baixo dun atún (*Thunnus alalunga*) é 10 veces máis baixa (Wackernagel et al., 2005).

erros importante na base de datos da que se obteñen (Ewing et al., 2008), sen que, polo momento, exista outra máis precisa<sup>126</sup>.

Por outro lado, os resultados obtidos non amosan sobrepasamento das pesqueiras. Considerando que existe un número importante de especies sobreexplotadas, algúns autores cuestionan a idoneidade do método empregado (Venetoulis e Talberth, 2008). É máis, desde a propia GFN cuestiónase a adecuación do método da PPR, sinalando que non é a variable que restrinxe o rendemento das pesquerías a longo prazo (GFN, comunicación persoal), ao igual que sería erróneo asumir que o CO<sub>2</sub> é o único determinante do crecemento da madeira nos bosques (Kitzes et al., 2007a).

### **2.4.2.3. Produtos primarios e secundarios**

Tal e como expuxemos no apartado 2.2, a PE estímase considerando o consumo dun determinado ben (t) e a produtividade da superficie da que se obtén (t/ha)<sup>127</sup>. Cabe pensar cal é o modo de operar con recursos que non están relacionados directamente relacionados cunha superficie en particular, como, por exemplo, o leite ou a carne. Neste caso, inicialmente buscábase un vínculo lóxico cunha superficie en particular, obtendo a partir de aí un rendemento axeitado, en función da produtividade do produto primario (Wackernagel, 1998b)<sup>128</sup>.

Na actualidade existe un cambio destacable relacionado con este tipo de produtos. Establécese unha distinción entre produtos primarios ou *pai*, “*aqueles non procesados, que poden ser empregados directamente con mínimas alteracións ou ser procesados nun produto secundario*” (Monfreda et al., 2004) e os produtos secundarios ou *fillo*, obtidos a partir dun produto primario. No primeiro caso estarían os produtos de orixe vexetal, incluíndo froita, cultivos, madeira, pastos, fitoplancto... No segundo, estarían, por exemplo, o leite, carne, aceite, produtos de acuicultura...

---

**126** A base de datos empregada para este cálculo é *Fishbase* (www.fishbase.org)

**127** Se a produtividade media mundial dos tomates é 6 t/ha/ano, e o consumo medio *per cápita* da poboación estudada de 0,6 t/ha/ano, a PE sería de 0,1 Gha/hab/ano.

**128** Por exemplo, o gando bovino aliméntase de pastos, polo que a pegada da carne vincúlase on ese tipo de superficie,

A PE dun produto primario calcúlase considerando a produtividade da superficie da que procede. O uso de rendementos globais implica que, a igual consumo, a pegada de dous produtos obtidos en diferentes países é a mesma.

No caso dos secundarios, a pegada asígnase ao ecosistema do que provén o seu produto *pai*. A maiores, é preciso determinar a cantidade de produto primario “que leva incorporada o secundario”, aplicando a produtividade natural do produto *pai*. Así, a estimación da PE dunha tonelada de carne, implica a estimación da cantidade de pastos necesaria para producir esa cantidade de carne, aplicando a produtividade dos pastos. Neste caso, a eficiencia na obtención do produto secundario inflúe na PE, podendo existir diferenzas entre países.

Este modo de proceder non difire, no esencial, do exposto ata agora, pois a corrección que se realizaba no rendimento do produto secundario buscaba, precisamente, determinar a cantidade de produto primario que incorporaba. O cambio de enfoque, ademais de facer explícitas as diferenzas entre produtos *pai* e *fillo*, pode abrir o abano de fontes estatísticas utilizables. En todo caso, a obtención de factores axeitados que transformen os produtos primarios en secundarios é unha das cuestións que revisten máis dificultades na análise de PE.

#### **2.4.2.4. Factores de equivalencia e hectáreas globais**

Os factores de equivalencia comparaban inicialmente a produtividade real de cada superficie coa produtividade media de todas as superficies do planeta. Sen embargo, esta opción foi desbotada nos primeiros anos de vida do indicador, pasando a realizar esta ponderación en base á comparación da produtividade potencial de biomasa utilizable polos humanos de cada tipo de superficie, e a media mundial. Así na actualidade<sup>129</sup>, os

---

**129** O cambio no modo de elaborar os factores de equivalencia levouse a cabo nalgún momento entre o ano 2000 e 2002. As *area units* empregadas en WWF (2000) inda parecen empregar rendementos reais. No ano 2002 xa temos constancia de factores de equivalencia en base a rendementos potenciais (Wackernagel et al., 2002a). A propia publicación do proxecto GAEZ en 2000, impediría que estudos anteriores a ese ano empreguen rendementos potenciais obtidos desta fonte.

factores de equivalencia están baseados en estimacións de rendementos alcanzables, obtidos do proxecto *Global agro-ecological zones (GAEZ)* (IIASA e FAO, 2000).

De acordo ao modelo seguido en GAEZ, asígnase a cada tipo de superficie un índice en función do cociente entre o máximo rendimento alcanzable por un cultivo en cada tipo de superficie co rendimento máximo teórico dese cultivo. O índice así elaborado para cada superficie é dividido polo valor medio de todas, obtendo así cada factor de equivalencia (Kitzes et al., 2007a).

O emprego da produtividade potencial presenta diferentes vantaxes, relacionadas principalmente cunha maior estabilidade do indicador. Os factores de equivalencia baseados na produtividade real varían en función de factores como a intensidade da agricultura, o que dificulta a interpretación de series temporais de PE. Considérase que a introdución da produtividade potencial incrementa a robustez do indicador (Wackernagel et al., 2005).

Na súa contra, cabe destacar que o método de cálculo vólvese máis complexo, sendo a simplicidade un dos seus puntos fortes. Por outro lado, a consideración de rendementos potenciais afasta máis as Gha das hectáreas reais. A ponderación en base a rendementos reais, xa implica unha PE expresada en hectáreas hipotéticas. Se as Gha se obteñen a partires da produtividade potencial, son, se cabe, máis hipotéticas que no caso anterior. Se as hectáreas facilitan a comprensión e comunicación do indicador por seren unha unidade coñecida, as Gha limitan esta vantaxe.

En todo caso, o método séguense a buscar melloras na obtención das Gha, tratando se superar algúns problemas existentes. Wiedmann e Lenzen (2007b) apuntan inconsistencias no tratamento dos produtos primarios e secundarios baixo o esquema actual. A pesares de que a PE estímase empregando rendementos globais e factores de equivalencia, os factores de eficiencia empregados para transformar os produtos secundarios en primarios son locais, polo que as hectáreas globais non o son tanto, o que implica unha inconsistencia metodolóxica (Kitzes et al., 2007a).

### **2.4.2.5. A pegada de series temporais: as hectáreas globais constantes**

A pesares do esforzo por expresar a PE en hectáreas estandarizas en función da capaci-

dade de produción, o uso de factores de equivalencia e rendemento non evita que as Gha de anos distintos teñan diferente capacidade para producir biomasa. Debemos ter en conta que a produtividade dos diferentes tipos de superficie incluídos na PE pode cambiar de ano en ano, polo que non existe a certeza de que dúas Gha de dous anos diferentes produzan exactamente a mesma cantidade de biomasa. Por outro lado, os cambios na produtividade impiden determinar en que medida os cambios que experimenta a PE ao longo do tempo son debidos a este factor ou aos cambios nos patróns de consumo dos habitantes da poboación estudada. De aí que, nalgúns traballos se propoña o uso de rendementos constantes (Wackernagel et al., 2004a; WWF, 2006).

Este enfoque é seguido no IPV do ano 2006, onde se recollen os factores de conversión empregados para expresar a PE calculada en anos anteriores en Gha do ano 2003, tal e como recolle a Táboa 2.5.

No IPV do ano de 2008 non se menciona nada a respecto do mantemento deste criterio. Dado que non se ofrece ningún factor de conversión para transformar as Gha de 2008 en Gha de 2003 (ou viceversa) probablemente se opte por volver ao criterio ante-

**Táboa 2.5** Factores para expresar a PE en Gha do ano 2003

Ano	Gha 2003/ Gha
1961	0,86
1965	0,86
1970	0,89
1975	0,90
1980	0,92
1985	0,95
1990	0,97
1995	0,97
2000	0,99
2003	1,00

Fonte: WWF (2006).

rior pois. Se ben as hectáreas constantes presentan vantaxes na análise de series temporais, son máis difíciles de interpretar e comunicar (Kitzes et al., 2007a), afectando a dous dos puntos fortes do indicador. De aí que, polo momento, non existe unha posición clara a respecto do seu uso.

### **2.4.3. Cambios nas fontes estatísticas empregadas**

É destacable que o número e características das fontes empregadas variou notablemente ao longo do tempo. Nos primeiros anos de vida do indicador, a maioría da información estatística obtíñase de publicacións periódicas de FAO e Nacións Unidas:

- 1.** A información relativa a produción, consumo e produtividade das diferentes superficies eran obtidas, principalmente, dos anuarios de produción, comercio e produción forestal de FAO.
- 2.** O consumo de enerxía, dos “Anuarios de Estatísticas Enerxéticas”, elaborados por Nacións Unidas.
- 3.** Os datos relativos ao comercio exterior dos “Anuarios de Estatísticas de Comercio Internacional, ou dos Anuarios de *commodities*, elaborados por Nacións Unidas.
- 4.** As taxas de absorción de CO<sub>2</sub>, dos primeiros estudos elaborados polo IPCC.

Sen embargo, diversos factores propician cambios no soporte estatístico empregado. En primeiro lugar, os avances o desenvolvemento do método de cálculo incrementa as necesidades de información. A Táboa 2.6 inclúe diferentes fontes relacionadas coa transformación dos produtos secundarios en primarios, os niveis tróficos das capturas, ou outro tipo de cuestión non contempladas nos primeiros estudos de PE. Ao mesmo tempo, a aparición ou o descubrimento de diferentes estatísticas que se adaptan ás necesidades de información do método, mellorando a precisión dos cálculos, é outro factor a considerar. A incorporación no IPV do ano 2006 da base de datos *Comtrade* das Nacións Unidas, e un exemplo destacable, incrementando a precisión da pegada dos bens obxecto de comercio exterior (WWF, 2006).

Noutros casos, prodúcense cambios na estrutura das estatísticas empregadas, o que

**Táboa 2.6.** Principais fontes estatísticas empregadas na actualidade para a estimación da PE, biocapacidade e factores de equivalencia

Tipo de información	Principais fontes estatísticas empregadas na actualidade
<b>PEGADA ECOLÓXICA</b>	
<b>Superficie cultivada</b>	
Produción (t/ano) e superficie (ha)	FAO ProdSTAT Statistical Database. ( <a href="http://faostat.fao.org/site/526/default.aspx">http://faostat.fao.org/site/526/default.aspx</a> )
Importacións e Exportacións (t/ano)	( <a href="http://faostat.fao.org/site/406/default.aspx">http://faostat.fao.org/site/406/default.aspx</a> )
Factores de conversión para produtos agrícolas secundarios	FAO Technical Conversion Factors for Agricultural Commodities (v beta 1.g). ( <a href="http://www.fao.org/es/ess/tcf.asp">http://www.fao.org/es/ess/tcf.asp</a> )
<b>Pastos</b>	
Produción de produtos gandeiros (t) e cabezas de gando	FAO TradeSTAT Statistical Databases. ( <a href="http://faostat.fao.org/site/402/default.aspx">http://faostat.fao.org/site/402/default.aspx</a> )
Importacións e Exportacións (t/ano)	
Eficiencia alimentaria (kg materia seca / cabeza/día) e inxesta alimentaria (t materia seca/ano)	Haberl et al., (2004).
<b>Bosques</b>	
Produción, M, X (t, m <sup>3</sup> , m <sup>3</sup> de madeira en rolo equivalente)	FAO ForesSTAT Statistical Database. ( <a href="http://faostat.fao.org/site/626/default.aspx#ancor">http://faostat.fao.org/site/626/default.aspx#ancor</a> )
Taxas de extracción de produtos secundarios (uds. de produto primario/uds. Produto secundario)	UNECE and FAO. 2005. European Forest Sector Outlook Study. ( <a href="http://www.unece.org/timber/docs/sp/sp-20.pdf">http://www.unece.org/timber/docs/sp/sp-20.pdf</a> )
Incremento neto anual (m <sup>3</sup> /ha/ano)	UNECE and FAO.2000. Temperate and Boreal Forest Resource Assessment. Geneva. FAO.1998. Global Fiber Supply Model. ( <a href="ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/006/X0105E/X0105E.pdf">ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/006/X0105E/X0105E.pdf</a> ) IPCC (2006a)
<b>Produtos pesqueiros</b>	
Produción, X, M (t)	FAO FishSTAT Fisheries Statistical Database. ( <a href="http://www.fao.org/fishery/figis">http://www.fao.org/fishery/figis</a> )
Niveis tróficos	Fishbase Database. ( <a href="http://www.fishbase.org">http://www.fishbase.org</a> )
Superficie das ZEE	Sea Us Around Project. ( <a href="http://www.seararoundus.org/project.htm">http://www.seararoundus.org/project.htm</a> )
<b>Consumo de enerxía</b>	
Emissiones de combustibles fósiles, por país e sector económico	IEA CO <sub>2</sub> Emissions from Fuel Combustion Database. 2007. ( <a href="http://wds.iea.org/wds/">http://wds.iea.org/wds/</a> )
Comercio internacional (cantidades por produto)	UN Commodity Trade Statistics Database. ( <a href="http://comtrade.un.org/">http://comtrade.un.org/</a> )
Enerxía incorporada a X e M	Base de datos interna de GFN (dispoñible baixo petición)
Taxa de absorción de carbono; absorción océanos	IPCC (2006b); IPCC (2001)
<b>Superficie construída</b>	
Infraestrutura humana	World Resources Institute Global Land Cover Classification Database. ( <a href="http://earthtrends.wri.org">http://earthtrends.wri.org</a> )
Produción hidroeléctrica (MWh)	British Petroleum. 2007. Statistical Review of World Energy. ( <a href="http://www.bp.com/productlanding.do?categoryId=6929&amp;contentId=7044622">http://www.bp.com/productlanding.do?categoryId=6929&amp;contentId=7044622</a> )
Rendemento da electricidade (MWh/ha)	Goodland (1997)
<b>BIOCAPACIDADE</b>	
Superficie cultivada, pastos, bosques e outra superficie arborada e augas interiores, superficie construída	Corine Land Cover 2000. European Topic Centre on Land Use and Spatial Information, 2000. Barcelona: EIONET. ( <a href="http://terrestrial.eionet.europa.eu/CLC2000/">http://terrestrial.eionet.europa.eu/CLC2000/</a> ) Global Agro-Ecological Zones. FAO and International Institute for Applied Systems Analysis 2000. ( <a href="http://www.fao.org/ag/agl/agll/gaez/index.htm">http://www.fao.org/ag/agl/agll/gaez/index.htm</a> ) Global Land Cover 2000. Institute for Environment and Sustainability, Joint Research Center and European Commission. Italy: IES. ( <a href="http://www.tem.jrc.it/glc2000/">http://www.tem.jrc.it/glc2000/</a> ) FAO ResourceSTAT Statistical Database. ( <a href="http://faostat.fao.org/site/348/default.aspx">http://faostat.fao.org/site/348/default.aspx</a> )
Superficie plataformas continentais	WRI Global Land Cover Classification Database. ( <a href="http://earthtrends.wri.org">http://earthtrends.wri.org</a> )
Factores de equivalencia	Global Agro-Ecological Zones. FAO and International Institute for Applied Systems Analysis 2000. ( <a href="http://www.fao.org/ag/agl/agll/gaez/index.htm">http://www.fao.org/ag/agl/agll/gaez/index.htm</a> ) FAO ResourceSTAT Statistical Database. ( <a href="http://faostat.fao.org/site/348/default.aspx">http://faostat.fao.org/site/348/default.aspx</a> )

Fonte: Elaboración propia a partir de Kitzes et al., (2008a).

obriga á busca de outras que ofrezan información similar. Os cambios na estrutura do sistema estatístico de FAOSTAT despois da publicación do IPV do ano 2006, (WWF, 2006), obrigaron a buscar novas fontes de información para transformar produtos secundarios no seu equivalente primario (WWF, 2008).

Finalmente, aínda existindo unha fonte estatística axeitada dende que se empeza estimar a PE ata a actualidade, os cambios nos datos influen nos resultados dos diferentes estudos. Neste sentido, a capacidade media de absorción dos bosques mundiais empregada variou, polo menos, en tres ocasións. Wackernagel e Rees (1996), tal e como sinalamos no apartado 2.2.2.6.

## **2.5. CONTRIBUCIÓNS DOUTROS INVESTIGADORES Á ANÁLISE DE PEGADA ECOLÓXICA**

O éxito acadado pola análise de PE permitiu que os traballos de Wackernagel e Rees chegaran a un número importante de investigadores que se interesaron por coñecer o indicador e as posibilidades que ofrece para a análise da sustentabilidade. Nalgúns casos, a investigación realizada orixinou críticas a cuestións diversas, relacionadas, por exemplo, co tipo de análise realizada, á natureza do concepto, os seus fundamentos, ou o método de cálculo empregado. Outros traballos optaron por aportar novas ideas arredor do indicador, desenvolvendo novos métodos de cálculo, incorporando elementos ausentes, ou tratando de buscarlle novos usos.

Neste capítulo destacamos algunhas das principais contribucións ao desenvolvemento da análise da PE realizadas por investigadores que avanzaron fora da corrente principal de pensamento encabezada polos propios Wackernagel e Rees.

A cantidade de traballos existentes impide que fagamos mención a todos eles. Acheugas como as de Lenzen e Murray, quen propoñen un método para considerar os diferentes graos de alteración da superficie (Lenzen e Murray, 2001; Lenzen et al, 2003) ou o máis recente concepto da *waterfootprint* (Hoekstra e Chapagain, 2007) son exemplos destacables de contribucións concretas.

No noso caso, optamos por centrarnos en traballos que propoñen melloras máis xerais, describindo diferentes alternativas ao “método composto” (apartado 2.5.1), ade-

mais do desenvolvemento dun método de cálculo específico para os produtos pesqueiros (apartado 2.5.2).

### **2.5.1. Alternativas metodolóxicas**

O método de cálculo proposto por Wackernagel e Rees foi obxecto de críticas de diferente natureza. De aí que xurdan diferentes tentativas de desenvolver novas alternativas metodolóxicas para o cálculo da PE. Dúas das que acadaron unha maior difusión relaciónanse coa estimación da PE empregando a análise *input-output*, ademais da denominada “aproximación das compoñentes”.

#### **2.5.1.1. A estimación da PE empregando análise *input-output***

A análise *input-output* (IOA) é unha técnica de análise económica amplamente difundida. Desenvolvida por Wassily Leontief a partires da década dos 30 (Leontief 1936, 1941), permite documentar as relacións entre ramas ou sectores de actividade, ofrecendo unha imaxe instantánea das relacións iterindustriais dunha economía. O método parte da documentación do valor dos fluxos de bens, servizos e factores produtivos, centrándose nas ramas de actividade que conforman a actividade económica. A ferramenta de partida, e soporte estatístico do método, son as táboas *input-output* convencionais, onde se describen os fluxos de bens e servizos entre os distintos sectores dunha economía durante un período determinado de tempo, normalmente un ano.

O uso da IOA para analizar diversas cuestións relacionadas co medio ambiente, principalmente a distribución de recursos, enerxía ou contaminación, nunha determinada economía entre os principais sectores económicos e as diferentes categorías de consumo final, non é, para nada novo, existindo numerosos traballos nesta liña (Daly, 1968; Leontief e Ford, 1970; Victor, 1972; Herendeen; 1973; Miller e Blair, 1985; Foran, 2005a).

No caso da PE, a súa estimación aplicando IOA non se produce ata 1998, da man de investigadores da Universidade de Lincon (Nova Zelandia). Bicknell et al., (1998) foron os primeiros en deseñar un método de cálculo que, adoptando un enfoque subs-

**Táboa 2.7.** Exemplo de táboa *input-output* nunha economía de tres sectores

	Sector 1	Sector 2	Sector 3	Demanda intermedia	Demanda final	Demanda total (output total)
Sector 1	x11	x12	x13	DI1	DF1	DT2
Sector 2	X21	X21	X23	DI2	DF2	DT2
Sector 3	X31	X32	X33	DI3	DF3	DT3
<b>Consumos intermedios</b>	CI1	CI2	CI3			
Custos laborais	CL1	CL2	CL3			
Excedente bruto de explotación	EBE1	EBE2	EBE3			
Impostos indirectos	II1	II2	II3			
Valor acrescentado bruto	VAB1	VAB2	VAB3			
Importacións	M1	M2	M3			
<b>Producción (input total)</b>	P1	P2	P3			

**Fonte:** Elaboración propia a partir de García-Negro (2003).

tancialmente diferente do seguido por Wackernagel, emprega información das táboas *input-output* convencionais, para estimar a PE de países, aplicándoo inicialmente a Nova Zelandia.

O traballo de Bicknell et al., (1998), tivo unha notable repercusión, sendo adoptado este enfoque por numerosos investigadores (Lenzen e Murray, 2001; Hubacek e Giljum, 2003; Lenzen, 2003; Lenzen e Murray, 2003; Lenzen e Wackernagel., 2005; Wiedmann et al., 2006c; Tukker, 2007) que atopan nesta visión da PE a solución a algunhas das debilidades habitualmente criticadas do “método composto”.

Igualmente, a combinación de PE e IOA vai máis alá da aplicación habitual do indicador a poboacións, tendo un enorme potencial na análise da sustentabilidade de organizacións, empresas e os seus produtos. Así, diferentes traballos (Lenzen 2007a; Lenzen et al., 2007; Murray e Dey, 2007; Wiedman e Lenzen 2007; Wiedmann et al., 2007a) insisten na utilización da IOA para aplicar o indicador a este nivel.

Neste capítulo, describimos principalmente a metodoloxía proposta por Bicknell e colegas. Existen estudos que establecen modificacións que, en certo modo, actualizan,

melloran ou avanza en cuestións non contempladas inicialmente. Sen embargo, a base destes traballos están no estudo de Bicknell et al., (1998). Se ben estase a avanzar na estandarización da aplicación da IOA á análise PE, este proceso está aínda comenzando, polo que consideramos suficiente restrinxirnos nesta tese á explicación das cuestións principais que permiten entender a relación entre PE e IOA. Deste modo, máis que sinalar as diferenzas entre os diferentes traballos que empregan esta metodoloxía, trataremos de deixar claros os fundamentos deste tipo de análise, así como os seus principais puntos fortes e febles.

Ademais de expoñer unha alternativa diferente das sinaladas ata o momento, o contido desta sección é útil para comprender cuestións metodolóxicas expostas en capítulos posteriores, relacionadas coa estimación da PE de corporacións empregando a IOA.

### O modelo de demanda na IOA e a PE

Unha das múltiples utilidades da IOA relaciónase coa estimación dos niveis de produción de cada sector económico necesarios para satisfacer un obxectivo de demanda final. O denominado “modelo de demanda”, relaciona demandas finais autónomas e os niveis de produción de cada sector necesarios para satisfacelas, dadas as relacións estruturais recollidas nos coeficientes técnicos (García Negro, 2003).

O uso da inversa da matriz de Leontief, permite visualizar o “modelo de demanda” na seguinte ecuación<sup>130</sup>:

$$X = (I - A)^{-1} \times D \quad [1]$$

Nunha economía de  $n$  sectores,  $X_{(n \times 1)}$  é unha matriz onde cada elemento  $x_{ij}$  recolle o uso directo que un sector  $j$  fai dos produtos da rama  $i$ <sup>131</sup>;  $I_{(n \times n)}$  é a matriz identidade;  $A_{(n \times n)}$  é a

---

**130** Esta ecuación baséase na consideración de que, nunha economía de  $n$  sectores a produción dun sector  $j$  é a suma dos consumos intermedios que os  $n$  sectores fan dese sector  $j$ , máis a demanda final dese sector. Muñoz Ciudad (1994) explica de modo sinxelo, pero con suficiente detalle, como se obteñen as Ecuacións (1) e (2) e o significado económico das matrices que interveñen nelas.

**131** Ou os destinos que van dende a rama  $i$  á rama  $j$ .

matriz de coeficientes técnicos, recollendo cada  $(a_{ij})$  o uso directo que un sector  $j$  fai dos produtos do sector  $i$  por unidade de produción<sup>132</sup>; mentres que  $D_{(n \times 1)}$  é o vector de demandas finais.

Se denominamos  $R_{(n \times n)}$  á matriz inversa, a ecuación quedaría da seguinte forma:

$$X = R \times D \quad [2]$$

É importante lembrar o significado dos elementos de  $R$ . Esta matriz contén os coeficientes  $r_{ij}$ , que expresan a contía en que debe modificarse a produción do sector  $i$ , si se incrementa nunha unidade monetaria a demanda final do sector  $j$ . Unha vez determinado un nivel de demanda final para cada rama de actividade, recollido na matriz  $D$ , o produto con  $R$  nos permite obter o nivel de produción necesario para satisfacer a demanda final establecida.

Debemos ter en conta que o problema formulado establece simultaneamente niveis de demanda final para tódolos sectores da economía estudada, de modo que cada rama de actividade deberá producir o suficiente para cubrir a demanda que ela mesma se fai, ademais de satisfacer as peticións dos seus produtos que outras ramas de actividade lle realicen para poder obter as demandas finais que se lles solicita.

Na medida en que, tal e como se observa nas Ecuacións 1 e 2, os  $r_{ij}$  dependen da matriz  $A$ , están en función das relacións técnicas existentes na economía estudada nun momento dado, obtidas a partir das transaccións entre sectores das táboas *input-output*.

Retomemos agora o concepto de PE. Lembremos que o indicador trata de determinar a cantidade de superficie necesaria para poder manter o nivel de vida dos habitantes dun determinado territorio. Ese nivel de vida se cuantifica considerando o consumo de bens e servizos realizados pola poboación estudada, ou doutro modo, pola súa demanda final<sup>133</sup>. Así, e achegando o concepto á terminoloxía da IOA, podemos

---

**132**  $a_{ij} = x_{ij} / X_j$ , onde  $X_j$  é a produción total do sector  $j$ .

**133** Ademais do consumo das familias demanda final inclúe a demanda de Administracións Públicas, a Formación Bruta de Capital (FBC) e as X. Prescindindo destas últimas, cabe preguntarse se cando Wackernagel e Rees se refiren ao consumo de bens e servizos realizados pola poboación dun territorio, están considerando a

dicir que a PE mide a superficie necesaria para manter un nivel determinado de demanda final<sup>134</sup>.

Retrocedamos agora unhas liñas. Veremos, tal e como indicabamos, que o “modelo de demanda” se relaciona coa estimación dos niveis de produción de cada sector da economía estudada para satisfacer un obxectivo de demanda final. A similitude entre os obxectivos da PE e do “modelo de demanda” é clara, pois ambos tratan de determinar a cantidade dunha variable, superficie no primeiro caso e produción no segundo, necesaria para poder manter un nivel de demanda final.

As Ecuacións 1 e 2 ofrecen a solución matemática a este problema no caso da produción, de modo que, dadas as relacións técnicas existentes na economía estudada nun momento dado e, fixados os niveis de demanda final, obtense o valor da produción necesario para cada rama de actividade. No caso da superficie, Bicknell et al. (1998) resolven o problema.

Estes autores pregúntanse como modificar este modelo para que proporcione información, non da produción, senón da superficie necesaria para satisfacer un determinado nivel de demanda final. A forma de realizar isto é conseguindo que os elementos da matriz  $A$ , os coeficientes técnicos, recollan as demandas de superficie de cada sector. Deste modo, os elementos desta matriz inversa modificada, recollerán a demanda de superficie total, incluíndo as demandas directas e indirectas, que un sector económico ten de tódolos sectores da economía, incluído el mesmo, por unidade de demanda final.

A información recollida nas táboas *input-output* adoita estar expresada en unidades monetarias. Así, a produción, a demanda final, os consumos intermedios e as demais variables visibles están expresados nestes termos<sup>135</sup>. Os  $a_{ij}$  obtéñense dividindo unidades monetarias entre unidades monetarias, por exemplo, *euros/euros*, e nesta mesma unidade se expresan os elementos da matriz inversa.

---

FBC, ou incluso os consumos das Administracións Públicas. Wiedmann et al. (2006c) responden a esta pregunta ao repartir a PE dunha poboación entre todas as compoñentes da demanda final. De aí que non parece incorrecto identificar o consumo de bens e servizos ao que se refire a PE coa demanda final dunha economía.

**134** Isto non é exactamente así, pois na PE tamén entran cuestións como os refugallos, identificados coas emisións de CO<sub>2</sub>, mais este é o razoamento seguido á hora estimar o indicador en base á IOA.

**135** Normalmente, millóns de unidades monetarias.

A principal contribución de Bicknell et al. (1998) é a introdución no “modelo de demanda” de factores de superficie que recollen a superficie empregada directamente por cada sector da economía por unidade do seu *output* total<sup>136</sup>. Nunha economía de  $n$  sectores os factores de superficie móstranse nunha matriz  $S_{(1 \times n)}$ , onde cada elemento  $s_i$  da matriz amosa as necesidades de superficie directas, expresadas en hectáreas por unidade monetaria de *output* total, do sector  $i$ .

Tal e como sinalamos, os  $a_{ij}$  e  $r_{ij}$  obtéñense dividindo unidades monetarias entre unidades monetarias, mentres que os  $s_i$ , son o cociente de hectáreas e unidades monetarias. Así o produto das matrices  $S^d_{(n \times n)}$ <sup>137</sup> e  $R$  permítenos obter unha matriz inversa  $R'_{(n \times n)}$ , cuxos coeficientes  $r'_{ij}$  recollen a demanda total de superficie do sector  $i$  necesaria para incrementar nunha unidade monetaria a demanda final do sector  $j$ .

$$R' = S^d \times R \quad [3]$$

A cantidade total de superficie que precisa o sector  $i$  para afrontar un incremento de demanda unitario de tódolos sectores, obtense sumando as demandas dos  $n$  sectores da economía, mediante o produto dunha matriz identidade  $I_{(1 \times n)}$  e  $R'$ <sup>138</sup>. A matriz resultante podemos denominala  $H'_{(1 \times n)}$ .

$$H' = I \times R' \quad [4]$$

Neste punto temos resolto o problema proposto, pois os  $h'_i$ , ou multiplicadores de superficie sectoriais, recollen as necesidades totais de superficie de cada sector  $i$  para satisfacer demandas finais unitarias para cada un dos  $n$  sectores da economía. A determinación da superficie para satisfacer os obxectivos de demanda final propostos para

---

**136** As táboas *input-output* acostuman estar expresadas en millóns de unidades monetarias, polo que o coeficiente necesario representa o número de hectáreas necesarias para incrementar nun millón de unidades monetarias o *output* de cada sector

**137** Dado que  $S$  consta dunha fila e  $n$  columnas, emprégase unha matriz diagonal onde a diagonal principal está formada polos elementos de  $S$ , denominada  $S^d$ .

**138** Isto é o mesmo que calcular a suma dos elementos de cada unha das columnas de  $R'$ .

cada sector, realizaríase multiplicando  $H'_{(1 \times n)}$  por  $D^d_{(n \times n)}$  onde  $D^d$  é unha matriz diagonal formada polos elementos de  $D$ , os niveis de demanda final establecidos.

$$U = H' \times D^d \quad [5]$$

O resultado final é unha matriz  $U_{(1 \times n)}$  cuxos elementos  $u_i$  representan o número total de hectáreas necesarias para satisfacer o nivel de demanda final establecido para cada sector. A suma da demanda de superficie dos  $n$  sectores sería a PE da economía estudada. Esta pegada estima a superficie empregada por cada sector para producir os bens e servizos necesarios para manter o nivel de consumo dunha determinada poboación nun período de tempo (Feng, 2001). Trátase de hectáreas reais, pois non se propón a aplicación de factores de equivalencia<sup>139</sup>.

O proceso recollido nas Ecuacións 1-5, é válido para unha economía pechada. A inclusión do comercio exterior implica a adopción dalgunhas asuncións que restan fiabilidade a análise, sobre todo no que atangue á consideración das M.

Non existe maior problema no caso das X. As táboas *input-output* adoitan recoller separadamente este concepto polo que, dado que a PE trata de recoller os consumos dos habitantes do país estudado, dedúcese da demanda final o valor dos bens e servizos exportados.

En relación ás M, a súa pegada calcúlase diferenciando as compras exteriores de produtos para a demanda final, das M de bens para o consumo intermedio. No primeiro caso, aplícase o procedemento recollido nas Ecuacións 1-5, substituíndo a matriz  $D^d$  por unha  $M^d$  que recolla o valor das M de cada sector destinadas á demanda final. Dado que é difícil que exista información da demanda de superficie de cada sector diferenciando a súa orixe, a aplicación do método esixe asumir que os factores de superficie, matriz  $S^d$ , son os mesmos que no caso da produción doméstica, polo que, a fiabilidade nesta cuestión concreta dependerá da importancia das M e da magnitude das diferenzas en canto a demanda de superficie por sector .

---

**139** En xeral, os estudos que estiman a PE empregando IOA ofrecen resultados en hectáreas reais, pois considéranse máis válidos para a toma de decisións de política económica, sobre todo a nivel rexional.

No caso de que os produtos importados sexan consumos intermedios dos sectores domésticos, cómpre dispoñer información das  $M$  deste tipo de produtos de cada sector, construíndo unha matriz  $N_{(n \times n)}$  que recolle o valor das  $M$  que cada sector interior realiza de cada sector fóra da economía estudada. De acordo á exposición de Bicknell et al., (1998), as columnas desta matriz se corresponden cos sectores interiores, mentres que as filas, aos sectores fóra da economía estudada. A transformación das  $M$  dos sectores domésticos a unidades de superficie, realízase multiplicando a matriz  $N$ , polas demandas unitarias de superficie de cada sector, recollidas en  $H'$ <sup>140</sup>.

Ao igual que no caso das  $M$  de bens para o consumo final, asúmese que a demanda de superficie de cada sector exterior é a mesma que a dos sectores domésticos. Adicionalmente, considérase que os produtos importados para o consumo intermedio son produtos terminados, non materias primas, pois os factores de superficie refírense a este tipo de produtos.

Finalmente, dado que unha parte deste tipo de  $M$  se empregan para producir bens que logo son exportados, corríxense os resultados obtidos por un factor que reflicte a parte da demanda final que é consumida domesticamente.

### Absorción de CO<sub>2</sub> e asignación da PE

Chegados a este punto, expuxemos as principais cuestións relacionadas co cálculo da PE dun país empregando a IOA. Sen embargo, faltaría aclarar dúas cuestións importantes. En primeiro lugar, a superficie relacionada coa absorción de CO<sub>2</sub>; seguidamente, a distribución da PE entre as diferentes subpegadas.

Os factores de superficie estímense a partir da superficie que cada sector económico emprega na produción, sen recoller a área necesaria para absorber as emisións de CO<sub>2</sub> xeradas, unha das compoñentes da PE. Esta carencia soluciónase calculando separadamente este tipo de superficie, empregando un procedemento análogo ao que acabamos de describir: en lugar de estimar coeficientes que recollan a demanda directa de

---

<sup>140</sup> Considerando a estrutura de  $N$ , cos sectores interiores están nas columnas,  $H'$  necesita ser trasposta.

superficie sectorial, calcúlanse as necesidades de enerxía de cada sector da economía estudada por unidade de demanda total<sup>141</sup>. Empregando o mesmo procedemento que no caso da superficie, eses factores son multiplicados pola matriz inversa, obtendo “multiplicadores de enerxía”, aos que se aplican os obxectivos de demanda final establecidos, calculando así as necesidades de enerxía totais de cada sector. A transformación a unidades de superficie realízase considerando a capacidade de absorción de CO<sub>2</sub> dos bosques, empregando unha taxa de absorción de 100 GJ/ha (Bicknell, et al., 1998).

Por outro lado, os métodos habitualmente empregados para o cálculo da PE non se limitan a ofrecer información da demanda total de superficie, senón que desagregan este indicador en diferentes subpegadas<sup>142</sup>, relevantes para a toma de certas decisións de planificación. Ata o momento, a única mención que se fixo aos diferentes tipos de superficie que compoñen a PE calculada con técnicas de IOA, relaciónase coa compoñente enerxética, calculada separadamente.

En relación ao resto de superficies, a desagregación da PE faise de modo sinxelo. O método exposto permítenos obter a demanda total de superficie de cada sector para cubrir unha demanda final unitaria para cada un, a matriz  $H'$ , ou as hectáreas totais necesarias para afrontar unha demanda final determinada, matriz  $U$ . A distribución destas superficies faise considerando a natureza de cada sector. Así, por exemplo, a subpegada “Superficie cultivable” inclúe a demanda de superficie dos sectores produtores de carne de ovino, bovino, horticultura... e outros que empregan superficie cultivable. Deste mesmo modo, distribúese a pegada calculada en dous tipos adicionais de superficies, “Bosques” e “Superficie degradada ou construída”. Non se fai mención ás necesidades de superficie non terrestres, polo que PE constaría de catro subpegadas: “Superficie cultivada”, “Enerxía”, “Bosques” e “Superficie construída”.

Esta forma de distribuír a PE, práctica e sinxela, incorre nun erro importante, inda que de solución doada. As demandas sectoriais de superficie son asignadas na súa totalidade a un dos catro tipos de superficie diferenciados, en función da actividade de cada

---

**141** Os factores de intensidade enerxética obtense dividindo o consumo de combustibles fósiles de cada sector da economía estudada polo seu *output* total.

**142** Lembremos, “Superficie cultivada”, “Pastos”, “Bosque”, “Mar”, “Enerxía” e “Superficie construída”.

sector. Deste modo, por exemplo, a superficie requirida polos sectores relacionados coa industria manufactureira, sería asignada a “Superficie construída”, e non, por exemplo, á “Superficie cultivable”, pois estes sectores non empregan directamente este tipo de superficie. Non obstante, PE recolle as necesidades de superficie total de cada sector, incluíndo demandas indirectas. Así, a superficie total empregada polos sectores manufactureiros, inclúe superficie doutros sectores como, por exemplo, o agrícola.

$$R' = S^d \times R \quad [3]$$

A solución a este problema, indicada por Ferng (2001), pasa por volver á matriz  $R'$  da Ecuación 3. Esta matriz,  $n \times n$ , recolle de modo desagregado, as demandas intersectoriais de superficie por unidade de demanda final, permitindo observar cal é a composición, en termos da procedencia, da demanda total de cada sector. Nesta matriz podería comprobarse se a superficie que, por exemplo, un sector manufactureiro calquera precisa, inclúe superficie que non se asignaría á categoría “Superficie construída”, como, por exemplo, superficie cultivada.

De aí que, a efectos de distribuír a PE, sexa interesante traballar coa matriz  $R'$ , introducindo unha pequena variación no proceso de cálculo descrito anteriormente. A Ecuación 4, que simplemente agregaba os valores de  $R'$ , ofrecendo a demanda total de superficie de cada sector por unidade de demanda final, pode ser substituída, pola Ecuación 6, que multiplica  $R'$  pola matriz diagonal de demanda final  $D^d$  de cada un dos  $n$  sectores da economía :

$$U' = R' \times D^d \quad [6]$$

Na Ecuación 6, cada demanda unitaria de superficie que un sector  $j$  realiza a outro sector  $i$ , é multiplicada pola demanda final obxectivo para ese sector  $j$ , de modo que cada elemento  $u'_{ij}$  da matriz  $U'_{(n \times n)}$  recolle a cantidade total de superficie que precisa o sector  $i$  para satisfacer a demanda final establecida do sector  $j$ . Así, é posible asignar cada demanda de superficie a unha das compoñentes da PE sen incorrer no erro sinalado. Isto non é posible na proposta de Bicknell et al., (1998), pois a Ecuación 4 estima directamente a demanda total de cada sector.

Este labor pódese realizar unha vez que se obtén  $U'$ , simplemente multiplicando por unha matriz identidade  $nx1$ :

$$W = U' \times I \quad [7]$$

Na matriz  $W_{(nx1)}$  súmanse os elementos de cada fila de  $U'$ , de modo que se obteñen as necesidades totais de superficie de cada sector. A PE da economía calcularíase sumando as demandas de cada sector, recollidas nos  $w_j$ .

Debemos destacar que o erro que corrixen as Ecuacións 6 e 7 refírese exclusivamente a distribución da PE entre as diferentes superficies que a compoñen, sen afectar ao seu valor total, que será o mesmo, independentemente de que se empregue a Ecuación 5 ou a 7. O Anexo 2, ilustra cun exemplo tanto o proceso de cálculo proposto por Bicknell et al., (1998), como a corrección efectuada por Ferng (2001).

Ademais desta corrección, outra contribución relevante ao desenvolvemento do método de Bicknell et al., (1998) é o traballo de McDonald e Patterson (2003, 2004). O obxectivo destes autores é desagregar a demanda de superficie dos habitantes dunha rexión, diferenciando que parte da PE provén do consumo de produtos da propia rexión estudada, da orixinada noutras rexións do mesmo país e noutros países. De acordo a McDonald e Patterson (2004), esta labor require do calculo de matrices *input-output* rexionais, sendo importante a obtención de coeficientes *input-output* convencionais, transformados en coeficientes rexionais seguindo o procedemento establecido por Jensen et al., (1979) e West et al., (1980).

### **Vantaxes e inconvenientes da análise proposta**

A dependencia dunha única fonte estatística principal, as táboas *input-output*, é considerada unha vantaxe da estimación da PE baseándose no IOA. Se ben cuestións relevantes como, por exemplo, o cálculo da superficie necesaria para a absorción de CO<sub>2</sub>, ou a elaboración dos factores que recollen as necesidades sectoriais de superficie, requiren doutras estatísticas, as táboas *input-output* son a principal fonte de información. Esta estatística conta coas vantaxes de, cando menos a nivel estatal, ser i) elaborada periodicamente; ii) dun modo estandarizado; iii) ser un documento público e accesible.

Así mesmo, a IOA permite que o proceso de cálculo se sistematice: considera sempre os mesmos *inputs* e *outputs*, asegurándose de que todos os fluxos da economía son tidos en conta sen incorrer en dobre contabilidade, baseándose nun método de cálculo matematicamente rigoroso. Trátase dun procedemento reproducible no espazo e no tempo, cunha estrutura formal robusta, que elimina as restricións de comparabilidade presentes no “método composto” (McDonald e Patterson, 2003).

A PE calculada en base a IOA é tamén máis completa, pois inclúe *inputs* non considerados no “método composto”, que non estima a superficie demandada polo sector servizos. Así mesmo, o uso dos coeficientes da matriz inversa permite estimar de modo preciso os efectos indirectos<sup>143</sup>.

Outra das fortalezas do da combinación de técnicas *input-output* na análise de PE, relaciónase cunha maior información do papel do comercio exterior na pegada. O uso da IOA permite identificar claramente a importancia de M e X, inda cos problemas mencionados no caso das M. De acordo a Lenzen et al., (2003), esta é unha vantaxe en relación ao método composto pois “os déficits e excedentes ecolóxicos non revelan se unha poboación dada xestiona ou non a súa superficie sustentablemente”. Se ben esta afirmación é certa si se considera separadamente un déficit ou excedente, o cálculo da PE co “método composto” realízase habitualmente engadindo á produción dunha economía as M e restando as X, polo que, si fose necesario, sería posible dividir a PE nestas tres compoñentes, tal e como se fai empregando a IOA.

A información detallada de M e X permite resolver, en parte, o problema do “consumo aparente”. Debemos lembrar que o “método composto” estima o consumo dos habitantes do territorio estudado engadindo as M e restando as X da produción interior. Ese consumo é considerado “aparente”, pois, entre outras cousas, non ten en conta os consumos intermedios incorporados aos fluxos de comercio exterior. A IOA permite dife-

---

**143** O “método composto” baséase na estimación das necesidades de superficie dos recursos que dependen directamente dalgún tipo de superficie produtiva (produtos agrícolas, pesqueiros,...). A PE do resto dos bens consumidos polos habitantes da economía estudada, maniféstase no consumo de enerxía necesario para producilos, incorporado no consumo total de enerxía da economía estudada e reflectido na compoñente enerxética da PE.

renciair que parte das M e X son consumos finais e intermedios, avanzando na transformación do consumo aparente en real.

En canto aos problemas da aplicación deste tipo de metodoloxía, a adopción da IOA para estimar a PE implica certas limitacións. As máis relevantes reseñámolas a continuación, seguindo a Bicknell et al., (1998); Ferng (2001); McDonald e Patterson (2003) e Wiedmann et al., (2006c) :

1. A IOA asume que cada rama de actividade produce un único *output* e que todas empregan os mesmos procesos e tecnoloxía. A precisión do indicador podería reducirse naqueles sectores onde este suposto sexa manifestamente falso.
2. Desde esta perspectiva, os consumos obtéñense a partir das transaccións intersectoriais, sen que exista a posibilidade de ofrecer unha desagregación maior, pois as táboas *input-output* non o permiten. No caso do método composto, as categorías de consumo propostas (alimentación, fogar, transporte...) poden ser desagregadas ata o nivel no que exista información, o que permite que o indicador sexa máis preciso<sup>144</sup>.
3. A IOA, asume funcións de producións lineais, excluindo a posibilidade de economías/deseconomías de escala.
4. As táboas *input-output* non inclúen o traballo non remunerado, polo que a PE daqueles sectores onde este tipo de traballo sexa importante pode incorporar erros importantes.
5. Unha limitación importante deste tipo de análise ten que ver coas unidades nas que habitualmente se expresan as táboas *input-output*. Este documento soe recoller o valor das transaccións que son o seu obxecto, sen ofrecer información en termos físicos. Asímesse que os fluxos reais detrás dun mesmo valor non difiren e, polo tanto, as necesidades de superficie, tampouco. A IOA asume que os coeficientes técnicos serán iguais en termos monetarios que en termos físicos, de modo que as contribucións dun sector poden á PE poden estar infra/sobrevaloradas (McDonald e Patterson, 2003) sen que se poda determinar a magnitude nin o signo desta da distorsión.

---

**144** Por exemplo, a categoría “alimentación” podería ser desagregada incluíndo diferentes alimentos (cereais, legumes...).

A maiores, outro tipo de problemas están relacionados co alcance do indicador, no que atangue ás compoñentes da pegada consideradas. A proposta de Bicknell et al., (1998) restrínxese ao estudo da demanda de superficie terrestre, sen mencionar as necesidades de superficie mariña. Así, a PE dos sectores relacionados coas actividades pesqueiras non está contemplada pois, no momento en que Bicknell e colegas realizan o seu estudo os traballos de Wackernagel non prestaban moita atención a esta compoñente da pegada.

Igualmente, o método de cálculo proposto asume que toda a enerxía consumida procede da combustión dos combustibles fósiles, pois a transforma en superficie a partir da capacidade de absorción dos bosques. Non se contempla a posibilidade de producir enerxía de orixe hidroeléctrica, solar ou eólica<sup>145</sup>.

Unha limitación operativa relaciónase coa estimación das necesidades directas de superficie de cada sector económico, necesaria para aplicar os factores de conversión á superficie, presentes na matriz  $S^d$  da Ecuación 3. Estes factores constitúen o elemento central do método de cálculo, pois introducen a superficie no “modelo de demanda”. Non parece doado estimar a demanda de superficie pola maioría de sectores dunha economía. Nalgúns casos, aqueles sectores cuxa produción está directamente relacionada cun tipo de superficie (por exemplo, os sectores agrícolas e forestais), é frecuente que existan estatísticas nacionais que permitan estimar a superficie empregada.

Non é este o caso dos sectores manufactureiros, cuxa demanda de superficie, fundamentalmente relacionada co territorio ocupado polas diferentes instalacións das empresas que integran o sector (fábricas, oficinas, aparcamentos,...), é difícil de estimar, ao non atoparse habitualmente en estatísticas públicas. Se ben non se trata dunha eiva metodolóxica, este problema constitúe un límite operativo importante, cunha notable influencia na precisión da análise.

Igualmente, se ben as táboas *input-output*, se publican periodicamente, o intervalo de tempo entre dúas táboas varía en cada país, acadando nalgúns casos varios anos. O

---

**145** A enerxía nuclear estaría incluída pois, tal e como sinalamos, a PE a trata como un combustible fósil.

emprego de táboas cuxa información non se refire ao exercicio no que se calcula a PE, pode influír na precisión da análise.

Se a estas dúas cuestións lle engadimos as distorsións derivadas do emprego de unidades monetarias e non físicas, atopámonos cun método teoricamente robusto, cuxa utilidade práctica se reduce notablemente, sen poder determinar a importancia do erro introducido por esas cuestións.

### **2.5.1.2. A aproximación das compoñentes**

Na actualidade, simplemente recorrendo a calquera buscador de internet, podemos decatarnos do elevado número de empresas e outras organizacións que, entre os servizos ofrecidos, estiman a pegada ecolóxica ou a pegada do carbono. Moitas destas organizacións limítanse a ofrecer unha ferramenta que calcula o indicador, sen ofrecer ningún tipo de información a respecto da metodoloxía de cálculo empregada.

Non é o caso da consultora británica *Best Foot Forward*<sup>146</sup>, quen desenvolveu un método de cálculo da PE, a “aproximación das compoñentes”, amosando interese no indicador dende os seus primeiros anos de vida. A súa labor non se limitou a elaborar e comercializar un método, senón que contribuíu, participando no debate teórico mediante a presentación de diferentes documentos científicos (Simmons e Chambers, 1998; Chambers et al., 2000; Simmons et al., 2000; Barret, 2001; Chambers e Lewis, 2001), á mellora, consolidación, e difusión da PE.

Esta é a principal razón de que expoñamos nesta tese os fundamentos da “aproximación das compoñentes”, reforzando a nosa elección a difusión acadada polo método.

A “aproximación das compoñentes” xorde nos últimos anos da década dos 90. Pouco despois de que Wackernagel e Rees publicasen *Our Ecological footprint* en 1996, *Best Foot Forward* desenvolveu *EcoCal*, un instrumento pensado para estimar a PE dos fogares das illas británicas (Simmons e Chambers, 1998). Esta ferramenta instrumentábase nun programa informático, no que se incluía un cuestionario con preguntas a respecto

---

<sup>146</sup> Ver <http://www.bestfootforward.com/>

**Táboa 2.8.** Información solicitada aos fogares para estimar a súa PE

Categoría	Información solicitada	
Transporte	Distancia viaxada en coche Distancia viaxada en bus/tren	Distancia viaxada en avión Nº de viaxes en avión
Enerxía	Consumo de electricidade Consumo de gas Consumo de petróleo	Consumo de carbón Consumo de gases licuados do petróleo (GLP)
Auga	Nº de lavaixelas Nº de lavadoras	Horas de uso de mangueira Nº de baños e duchas
Compras	Comida comprada-obtida na UE Comida comprada-transportada por aire Comida comprada-transportada por mar Produtos cárnicos- % comprado Produtos orgánicos- % comprado	Nº de periódicos Nº e tipo de cueiros comprados Nº de noites en hoteis Nº de estrelas do hotel
Casa/xardín	Tamaño e tipo de propiedade Cantidade de carbón comprado	Cantidade de madeira comprada Superficie ocupada pola propiedade
Refugallos	Categorías de items reciclados Peso dos refugallos xerados	Volume de derivados do petróleo eliminados incorrectamente

**Fonte:** Simmons e Chambers (1998).

dos hábitos de consumo que se estimaban con máis incidencia nunha unha PE familiar (Táboa 2.8). A información solicitada referíase, fundamentalmente, ao ano 1996 e o estudo rematouse en 1997.

*Best Foot Forward* elaborou diferentes factores de conversión para transformar os consumos, en diferentes unidades, a hectáreas, de modo que se puidese calcular a pegada ecolóxica dun fogar medio inglés e dos seus habitantes.

O xardín ecolóxico ou a “*cantidade de superficie precisa para manter o nivel de vida dos habitantes dunha casa*” (Simmons e Chambers, 1998, 357) dun fogar inglés da segunda metade da década dos 90 acadaba as 5 ha (1,7 ha *per cápita*).

O *EcoCal* constituíu o xerme do que posteriormente sería a “aproximación das compoñentes”. A idea de avanzar nunha nova metodoloxía xorde da inquietude de aplicar o indicador a realidades diferentes de países, a quen, nesta altura, estaban dirixidos a maioría de estudos de PE. Por un lado, xa sinalamos neste traballo as dificultades para atopar información que permita empregar o “método composto” a rexións. Por outro, se ben en Wackernagel e Rees (1996) se sinalan as potencialidades da PE en estudos de

outras realidades, como, por exemplo, produtos ou organizacións, en 1997 non existía, practicamente, ningún traballo deste tipo. De aí que se considera oportuno aumentar a versatilidade do indicador, deseñando un método de cálculo que sexa aplicable a estas novas situacións.

A “aproximación das compoñentes” segue filosofía de *EcoCal*, considerando unha serie de actividades que se considera recollen a maioría da PE da realidade estudada. Por outro lado, se ben introduce cambios notables a respecto do “método composto”, mantén a estimación da superficie necesaria para absorber as emisións de CO<sub>2</sub> e a aplicación de factores de equivalencia.

A diferenza do “método composto” a “aproximación das compoñentes” estima a PE de abaixo arriba, sumando a pegada das principais actividades consumidoras de recursos e xeradoras de refugallos (Lenzen e Wackernagel, 2005). Doutro modo, trátase de dividir o indicador nas súas compoñentes, seleccionando as máis relevantes.

A Táboa 2.9 recolle a lista de 23 actividades estándar que utilizan a maioría de estudos que empregan este método. Obsérvase que case un 35% das compoñentes están relacionadas cos desprazamentos en diferentes medios de transporte; un 34%, dividido en partes iguais, relaciónase coa reciclaxe de residuos e a xeración de refugallos; un 17% co consumo directo de electricidade e gas, e o restante 15% repártese en tres actividades: consumo de alimentos, produtos de madeira e ocupación de superficie<sup>147</sup>.

A información solicitada debe, polo tanto, adecuarse a este formato e, no caso de que estea expresada noutras unidades, unha primeira tarefa a realizar, non sempre doada, consiste en expresala nas unidades requiridas.

Posteriormente, recorrendo a información de diferentes bases de datos, a maioría de acceso público (Simmons e Chambers, 1998)<sup>148</sup>, elabóranse unha serie de factores, válidos para o Reino Unido<sup>149</sup>, que recollen a pegada de cada compoñente por unida-

---

**147** En caso de que sexa necesario, poderían establecerse divisións internas dentro de cada actividade, o que redundaría na precisión do indicador. Por exemplo, a compoñente comida, podería dividirse en diferentes alimentos, estimado a pegada de cada un.

**148** Se ben se incide neste punto, non se ofrece moita información das fontes estatísticas empregadas. Algunhas das mencionadas son elaboradas polo Departamento de Medio Ambiente, Transporte e Rexións do Reino Unido ou o IPCC.

**149** De aí que a aplicación desta metodoloxía se limita exclusivamente ao Reino Unido, onde se desenvolve-

**Táboa 2.9.** Lista de actividades consideradas na estimación da PE coa aproximación das compoñentes

Compoñentes estudados	
Electricidade doméstica (Gwh)	Comida (t)
Gas doméstico (Gwh)	Produtos da madeira (m <sup>3</sup> )
Electricidade non doméstica (Gwh)	Superficie construída (ha)
Gas non doméstico (Gwh)	Residuos reciclados- vidro (t)
Viaxes en coche (km por pasaxeiro)	Residuos reciclados- papel e cartón (t)
Viaxes en bus (km por pasaxeiro)	Residuos reciclados- metais (t)
Viaxes en tren (km por pasaxeiro)	Residuos reciclados- compost (t)
Viaxes en avión (km por pasaxeiro)	Residuos reciclados- outros domésticos (t)
Transporte contratado por estrada (t por km )	Residuos- domésticos (t)
Custo do transporte por mar (miles de t por km )	Residuos- comerciais (papel, metal, etc.) (t)
Custo do transporte aéreo (t por km )	Residuos- inertes (tixolos..., etc.) (t)
Auga doméstica (m <sup>3</sup> )	

Fonte: Simmons et al., 2000; Chambers et al., 2001.

de de consumo<sup>150</sup>. Noutras palabras, estímase unha “pegada unitaria estándar” para cada actividade, referida á unidade na que se exprese a compoñente. Así, a estimación da PE de calquera rexión, organización... realizaríase multiplicando o valor de cada unha destas compoñentes, por este factor de superficie, precalculado previamente (Táboa 2.10).

Esta forma de proceder permite que o cálculo do indicador só requira da estimación do valor de cada compoñente, pois os factores de conversión non varían, se ben deberían actualizarse periodicamente.

Non existe moita información a respecto da elaboración destes factores de conversión. Sábese que se considera o ciclo de vida de cada unha das actividades, definindo

---

ron diferentes estudos como, por exemplo, Best Foot Forward e Imperial College (2000), Best Foot Forward (2001) ou WWF (2002).

**150** As unidades de consumo para cada actividade son as que amosa a Táboa 2.9.

**Táboa 2.10.** Lista de actividades consideradas na estimación da PE coa aproximación das compoñentes.

Compoñente	Unidade da Compoñente (1)	Factor precalculado (2)	PE (1)×(2)
Electricidade doméstica	(Gwh)	ha/Gwh	ha
Viaxes encoche	km/pasaxeiro	ha/km/pasaxeiro	ha
Transporte contratado por estrada	t/km	ha/t/km	ha

Fonte: Simmons et al., 2000; Chambers et al., 2001.

para cada compoñente un ciclo de vida que trata de ser completo. Ese ciclo de vida adoita ter tres orixes diferenciadas. En primeiro lugar, estímase as emisións de CO<sub>2</sub> xeradas no consumo de enerxía realizado durante a vida da actividade/produto. Estas emisións son transformadas a superficie, considerando a capacidade de absorber CO<sub>2</sub> media dos bosques británicos.

En segundo lugar, nas actividades que impliquen o uso de recursos, aqueles obtidos directamente dalgún tipo de superficie produtiva, compáranse a cantidade consumida coa produtividade da superficie en cuestión, seguindo a mesma lóxica que no “método composto”<sup>151</sup>. Finalmente, computaríase a ocupación directa de superficie (fábricas, almacéns, outras instalacións) imputable a unha unidade de consumo.

Estas diferentes subpegadas orixínanse en cada unha das fases do ciclo de vida considerado, obtendo a pegada unitaria final como a suma de todas elas. Na Táboa 2.11 amósase como se calcularía o factor de conversión para a compoñente “viaxes en coche”, un dos poucos casos para os que se ofrece información.

A PE desta compoñente inclúe o combustible consumido directamente polo automóbil, a enerxía consumida na produción e mantemento do mesmo, ademais da nece-

<sup>151</sup> Por exemplo, se tratamos de estimar un factor de conversión para unha tonelada de papel, incluíríase no ciclo de vida o consumo de madeira. Neste caso, cómpre saber a cantidade de madeira precisa para producir unha tonelada de papel. Esta información pode obterse de diferentes formas (consulta con empresas produtoras, inventarios de ciclo de vida existentes...) Unha vez que obteñamos ese dato, por exemplo 1,78 toneladas, aplicaríamos a produtividade dos bosques, imaxinemos, 2 t/ha, obtendo unha factor de 0,89 ha (1,78/2).

**Táboa 2.11.** Exemplo de cálculo dun factor de conversión para a compoñente "viaxes en coche" (ha/km/pasaxeiro)

Actividades	Inputs	Emisións de CO <sub>2</sub>	PE (ha/km/pasaxeiro)		
			Energía	Superficie	Total
Consumo de combustible	0,094 l/km	0,22 kg/km	0,000043	-	0,000043
Fabricación/mantemento	0,0423 l/km	0,10 kg/km	0,000019	-	0,000019
Demanda de superficie				0,00000613 (1)×(2)/(3)	0,00000613
Superficie estradas (ha) (1)	2.581.747				
Uso da estrada por coches (2)	86%				
Nº de km percorridos (km) (3)	362.400.000.000				
Taxa de absorción dos bosques (tCO <sub>2</sub> /ha)	5,21				
PE por coche e km					0,000068
Ocupación media dos coches (persoas/coche) (4)	1,6				
PE por persoa e km					0,0000043

**Fonte:** Elaboración propia a partir de Simmons et al., (2000) e Chambers et al. (2000).

saría para construír e manter as estradas polas que circula. A maiores, o ciclo de vida considerado inclúe a superficie que cada vehículo demanda para poder desprazarse.

No primeiro caso, estímase un consumo medio por vehículo, no noso exemplo 0,094 l/km ou, considerando un factor de emisión de CO<sub>2</sub> medio dos combustibles líquidos de 2,34 kg CO<sub>2</sub>/l, os 0,22 kg CO<sub>2</sub>/km reflectidos na Táboa 2.11. A tradución a hectáreas realizase considerando a taxa habitual de absorción dos bosques de 5,21 t CO<sub>2</sub>/ha, obtendo que, en termos medios, cada km percorrido por un coche británico xera unhas emisións de CO<sub>2</sub> que precisan de 0,000043 ha de bosques para absorbelas.

A cantidade de enerxía precisa para producir e manter o automóbil estímase nun 15% da consumida directamente polo vehículo (0,0141 l/km ou 0,033 kg CO<sub>2</sub>/km), mentres que a construción e mantemento das estradas requiriría unha cantidade de enerxía equivalente ao 30% do consumo de combustible do vehículo (0,0282 l/km ou 0,066 kgCO<sub>2</sub>/km). A suma das emisións das dúas compoñentes acadaría os 0,10 kgCO<sub>2</sub>/km, que precisan 0,000019 ha de bosque para ser absorbidas.

En canto á demanda de superficie, trátase de determinar a ocupación do espazo

que xera cada automóbil. Para iso, considerase a superficie total das estradas<sup>152</sup>, no exemplo, 2.581.747 ha no Reino Unido, multiplicada pola porcentaxe que usan os automóviles, estimada nun 86%. A superficie resultante divídese polo número de km percorridos polos vehículos o ano obxecto de estudo, 362,5 miles de millóns, obtendo o número de hectáreas precisas por coche e km percorrido (0,00000613 ha).

Deste modo, obtense a pegada das tres actividades que compoñen o ciclo de vida da compoñente “viaxes en coche”, expresada nunha mesma unidade, ha por km viaxado en coche. O total acada as 0,000068 *ha/km/coche*. Se engadimos a ocupación media do vehículo, 1,6 ocupantes no exemplo considerado, obtemos as hectáreas de estrada demandadas por cada pasaxeiro e km percorrido (0,0000043 *ha/km/pasaxeiro*). Obtido este factor, a PE dos habitantes dun determinado territorio, neste caso do Reino Unido, asociada a esta compoñente, obteríase considerando o número de km conducidos polos habitantes da rexión estudada.

Cada compoñente asóciase a un, ou varios tipos de superficie, pois a “aproximación das compoñentes” mantén, as principais categorías de superficie, propostas por Wackernagel e Rees (1996). Nese sentido, non existen grandes diferenzas entre as dúas alternativas metodolóxicas, podendo expoñerse os resultados na habitual matriz consumo-superficie, xa descrita nesta tese.

A pesares das coincidencias entre ambos métodos, a aproximación das compoñentes non pretende substituír ao “método composto”, senón que xorde como unha alternativa que complementa á existente, cubrindo espazos que o “método composto” ten problemas para encher satisfactoriamente (Simmons et al., 2000). Na medida en que o cálculo con compoñentes non precisa do uso de estatísticas de comercio exterior, a maior dispoñibilidade de información necesaria para estimar a pegada a niveis rexionais, empresas ou produtos é a principal vantaxe da aproximación das compoñentes (Chambers et al., 2000).

Pola contra, o método presenta tamén varios puntos débiles. Unha primeira cues-

---

**152** Notar a dificultade para obter esta información. Se ben a lonxitude da rede de estradas acostuma ser un dato recollido en diferentes estatísticas ou, cando menos, coñecido polos gobernos, a superficie variará notablemente en función da anchura media considerada, moi difícil de determinar.

ción a sinalar relaciónase con certa falta de transparencia en determinadas cuestións relacionadas co proceso de cálculo. Nas publicacións existentes que describen o método, non se menciona ningún estudo no que se xustifique a elección dos 23 compoñentes, nin a súa representatividade. Chambers et al., (2000) afirman que a súa experiencia amosa que recollen a maioría dos impactos antropoxénicos, mais non sabemos exactamente que parte da PE se está a recoller<sup>153</sup>. Tampouco existe información detallada a respecto da elaboración dos factores que precalculan a PE, nin das fontes empregadas, polo debemos asumir a súa validez sen coñecer moi ben cales son as fases concretas do seu ciclo de vida nin as fontes empregadas.

Tamén se critican os problemas relacionados co uso da LCA, debido a i) a dispoñibilidade de información para estimar o ciclo de vida de cada compoñente i) problemas de dobre contabilización, especialmente no caso de cadeas de produción complexas, con varios produtos primarios e subprodutos; ii) os problemas da determinación dos límites da análise<sup>154</sup> (Monfreda et al., 2004).

Igualmente, existen certos problemas cando, en función da fonte consultada, xorden varios valores diferentes representativos da demanda de enerxía dun mesmo produto<sup>155</sup>. Neste caso, óptase polo valor que se considera que representa mellor un caso estándar, podendo haber erros nos casos que se afasten da elección efectuada.

### 2.5.2. O caso da PE dos produtos pesqueiros: a *Fishprint*

A *Fishprint* é unha alternativa metodolóxica para estimar a PE dos produtos pesqueiros, desenvolvida por J. Venetoulis e J. Talberth (Talberth et al., 2006). Emprega o “enfoque da produción primaria requirida (PPR)”, de modo que o consumo de pescado se substi-

---

**153** Simmons e Chambers (1998) sinalan que a pegada dos fogares que calculan cubre en torno a un terzo da pegada total do consumo. Non obstante, a versión actual da “aproximación dos compoñentes” é máis completa que esa primeira versión, se ben non sabemos en que medida.

**154** Sobre esta cuestión incidirase no apartado 3.4.1 “A pegada corporativa desde a análise do ciclo de vida baseada en técnicas *input-output*”.

**155** O modo en que se produce o ben en cuestión, determina a cantidade de enerxía necesaria. Por exemplo, en Simmons et al., (2000) sinalase que, en función da fonte consultada, a cantidade de CO<sub>2</sub> xerada no transporte aéreo dunha tonelada de mercadería variaba entre 792 e 1.645g.

túe pola PPR requirida das capturas, mundiais ou do país estudado. No caso de países, a *Fishprint*, pasa de estar orientada a reflectir os consumo dos habitantes, a adoptar unha perspectiva baseada nas capturas<sup>156</sup>.

Igualmente, o rendemento dos océanos se estima en función da PPR das capturas, coa novidade de que se considera que toda a superficie dos océanos é produtiva. Non obstante, se diferencian dous tipos de superficie, asumindo que as ZEE son máis produtivas que a alta mar (Talberth et al., 2006).

As ecuacións seguintes, reflicten esta proposta, na súa formulación máis básica, tanto na versión global, como no ámbito de países. A pegada ecolóxica da totalidade de produtos pesqueiros do planeta ( $PE_g$ ) estímase dividindo a PPR das capturas ( $PPR_g$ ), pola produtividade do océanos, expresada en termos de produtividade primaria ( $R_{g(pp)}$ ). A pegada dos produtos pesqueiros dun país  $x$  ( $PE_{paísx}$ ), introduce a PPR das capturas dese país ( $PPR_{paísx}$ ). Os factores de equivalencia ( $FE_{(pp)}$ ) e rendemento ( $FR_{(pp)}$ ) estímáanse considerando a produtividade primaria.

$$PE_g = \frac{PPR_g}{R_{g(pp)}} \times FE_{(pp)} \quad [8] \quad PE_{paísx} = \frac{PPR_{paísx}}{R_{g(pp)}} \times FE_{(pp)} \quad [9]$$

En relación á biocapacidade global ( $B_g$ ), non hai diferenzas significativas co método anterior, aplicando factores de equivalencia e rendemento á superficie considerada produtiva. Neste caso os factores están en función da PPR e aplícanse á totalidade dos océanos, coa distinción entre ZEE e alta mar xa sinalada. É destacable que se considera que unha parte da SBP debe permanecer intacta, para garantir a supervivencia do resto de especies, descontándoa da biocapacidade dispoñible. Neste caso, a porcentaxe de referencia é o 20% das ZEE do planeta, que debe deixarse para Áreas Mariñas Protexidas.

$$B_g = SBP_g \times FR_{g(pp)} \times FE_{(pp)} \quad [10]$$

---

**156** A imposibilidade, polo momento de obter datos de PPR de M e X diferenciando a zona de captura, probablemente sexa o motivo detrás desta asunción.

En relación á estimación da biocapacidade dos países, óptase por repartir a biocapacidade global entre todos os países do mundo en función do peso da súa poboación na poboación total. Deste modo, evítase que a PE dos habitantes dos países sen costa sexa sempre insustentable. Se ben, este criterio é simple e práctico, o certo é que a comparación da PE coa biocapacidade de cada país, perde bastante precisión. Por outro lado, favorece a países de extensión reducida e cunha poboación elevada, en contra doutros de maior tamaño, con menos poboación.

Esta proposta metodolóxica permite introducir máis cuestións que, de acordo aos seus autores, achegan o indicador á realidade. Dúas das máis relevantes son as seguintes.

En primeiro lugar, considérase que debe permitir distinguir entre o uso sustentable e insustentable das pesqueiras globais. A Ecuación 11, multiplica á PE da Ecuación 8, por unha *ratio* que relaciona a PPR das capturas globais coa PPR dun nivel de capturas considerado sustentable ( $PPR_{RMS}$ ).

$$PE_g = \frac{PPR_g}{R_{g(PP)}} \times FE_{(PP)} \times \frac{PPR_g}{PPR_{RMS}} \quad [11]$$

Deste modo, a *Fishprint* aumenta se a PPR das capturas supera á asociada ao nivel sustentable, diminuíndo en caso contrario, de modo que pode superar á biocapacidade. Tal e como os mesmos autores recoñecen, o principal problema desta formulación reside na dificultade de establecer un nivel de capturas considerado sustentable. Neste caso, a referencia considerada é a media de capturas do período 1973-76, 58,11 millóns de toneladas ou 26.120 millóns de toneladas de PPR<sup>157</sup>.

En segundo lugar, considérase que o indicador debe ser capaz de reflectir reducións de biocapacidade, no momento que se produza un sobrepasamento. Na medida en que o sobrepasamento implica un consumo de recursos por riba da súa capacidade de rexe-

---

**157** Talberth et al., (2006) mencionan que o índice de incremento relativo das capturas cae a cero neste período, ademais de constatare reducións no nivel trófico medio das capturas.

neración, ten sentido que a capacidade de produción dos recursos afectados, se vexa reducida, si se produce esta situación.

Para esta tarefa, os autores empregan o concepto de RMS, de modo que se a PPR das capturas globais supera á das capturas asociadas ao rendemento sustentable, reducen a biocapacidade das áreas marítimas protexidas ( $B_{amp}$ ) na porcentaxe de exceso<sup>158</sup>. Na cuantificación da redución engaden un elemento adicional, pois axustan o resultado anterior considerando a porcentaxe dos *stocks* sobreexplotados (% FAO), de acordo cos datos que FAO ofrece periodicamente, tal e como reflicte a seguinte ecuación.

$$\text{Si } \frac{PPR_g}{RMS} > 1; B_g = B_{amp} - \left\{ \left[ \left( \frac{PPR_g}{RMS} - 1 \right) \times B_{amp} \right] \times \%FAO \right\} \quad [12]$$

Así, se, por exemplo, se a  $B_{amp}$  é de 100 Gha, e a PPR das capturas globais nun determinado ano excede nun 30% á asociada ao RMS, efectuaríamos unha redución de 30 Gha. Se non se considera a porcentaxe de *stocks* sobreexplotados, un 24% na actualidade (FAO, 2006), “o sobrepasamento sería distribuído entre todos os *stocks*, máis que centralo en aqueles actualmente sobreexplotados” (Talberth et al., 2006, 25), polo que a redución a realizar sería o 24% de 30 Gha, ou 7,2 Gha.

Os propios autores consideran que esta forma de proceder presenta problemas relacionados con que 1) o RMS debería diminuír na medida que o fai a biocapacidade pois, de non facelo, asúmese un mesmo nivel sustentable de capturas obtido dunha área menor 2) o modelo recolle os cambios instantaneamente, de modo que a biocapacidade diminúe o mesmo ano no que se produce o sobrepasamento e viceversa, se ben este proceso non é instantáneo 3) a aplicación da porcentaxe de especies sobreexplotadas, implica que a parte de océanos sobreexplotada se relaciona con esa porcentaxe, cando non necesariamente é así.

---

**158** No caso de que a PPR das capturas sexa menor ou igual que a do RMS, entón a biocapacidade mundial mantense igual á das áreas marítimas protexidas.

## 2.6. ALGÚNS RESULTADOS RELEVANTES

Neste apartado recolleemos algúns resultados de diferentes estudos de PE. Xa que os informes IPV recollen a pegada mundial e da maioría de países en base á mesma metodoloxía, estes informes serán a principal fonte empregada.

### 2.6.1. Resultados globais

A Táboa 2.12 amosa a PE global do ano 2003, diferenciando os distintos tipos de superficie que a compoñen. Obsérvase que a superficie do planeta da que nos apropiamos acada as 12.553 ha ou 14.073 Gha. Considerando que a poboación dese ano ascende a 6.301,5 millóns de habitantes, cada cidadán do planeta precisa, en termos medios, 2,23 Gha de superficie para obter os bens e servizos que consume e absorber as emisións de CO<sub>2</sub> que xera. Así mesmo, é destacable que a introdución de factores de equivalencia aumenta a PE, modificando notablemente a importancia de cada compoñente, fortemente marcada pola importancia da compoñente enerxética, un 51,6% do total.

**Táboa 2.12.** A PE global global en 2003

Concepto	PE (millóns ha)	% distribución	Factor de equivalencia	PE (millóns Gha)	% distribución
Superficie cultivable	1.376	10,9%	2,21	3.040	21,6%
Bosques	1.073	8,5%	1,34	1.438	10,2%
Terras de pastoreo permanentes	1.865	14,9%	0,49	914	6,5%
Mar e augas continentais	2.600	20,7%	0,36	936	6,7%
Superficie construída	219	1,74%	2,21	483	3,4%
Enerxía	5.420	43,2%	1,34	7.263	51,6%
<b>Total</b>	<b>12.553</b>	<b>100%</b>		<b>14.073</b>	<b>100%</b>

**Fonte:** Elaboración propia a partir de Kitzes et al. (2007c) e WWF (2006).

A Táboa 2.13 recolle a biocapacidade do planeta en 2003, diferenciando tamén as diferentes superficies consideradas na PE.

**Táboa 2.13.** Superficie bioloxicamente produtiva (SBP), factores de equivalencia e rendemento e biocapacidade globais en 2003

Concepto	SBP (millóns ha)	Factor de equivalencia	% distribución	Factor de rendemento	Biocapacidade (millóns Gha)	% distribución
Superficie cultivable	1.500	2,21	13,39%	1	3.305	29,51%
Bosques	3.700	1,34	33,04%	1	4.898	43,73%
Terras de pastoreo permanentes	3.400	0,49	30,36%	1	1.683	15,03%
Mar e augas continentais	2.400	0,36	21,43%	1	859	7,67%
Superficie construída	200	2,21	1,79%	1	483	4,31%
<b>Total</b>	<b>11.200</b>		<b>100%</b>	<b>1</b>	<b>11.200</b>	<b>100%</b>

Fonte: Elaboración propia a partir de Kitzes et al. (2007c) e WWF (2006).

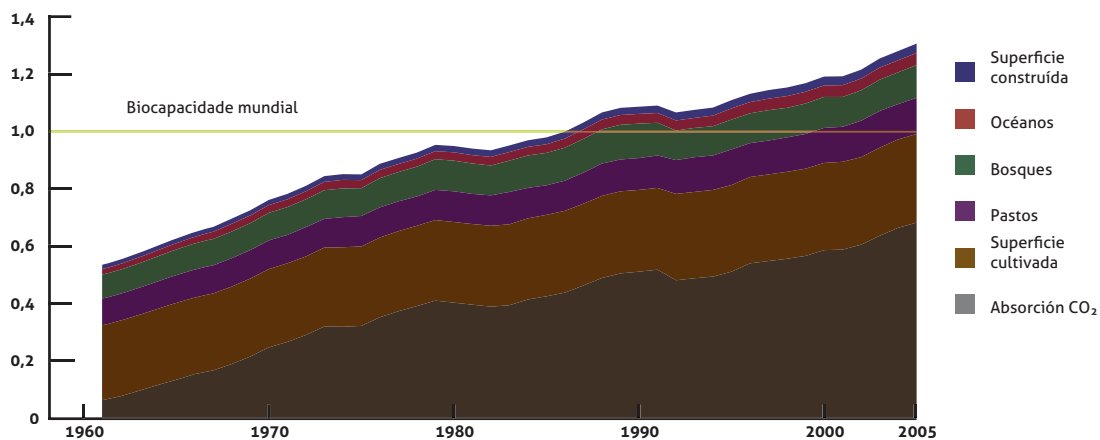
A biocapacidade total coincide coa SBP, pois a nivel planetario o factor de rendemento toma valores unitarios, es os factores de equivalencia son obtidos considerando a SBP total. Na actualidade, a biocapacidade total do planeta acada as 11.200 Gha, o que significa que, en termos *per cápita*, cada cidadán do planeta disporía de 1,78 Gha para manter o seu nivel de vida.

Si que existen diferenzas no valor acadado por cada tipo de superficie en termos reais (ha) ou ponderada (Gha) debido ao efecto dos factores de equivalencia sobre cada tipo de superficie. Se consideramos a SBP, bosques (33,04% da SBP total), terras de pastoreo (30,36%) e superficie cultivable (13,39%) son as tres compoñentes máis importantes. En termos de biocapacidade, os bosques seguen sendo a principal superficie da que se nutre a biocapacidade do planeta, aumentando, incluso, o seu peso relativo a un 45,73%, se ben agora o segundo lugar o ocupa a superficie cultivable (29,51%), cuxo factor de equivalencia máis que cuadriplica ao correspondente aos pastos, que pasan a ocupar a terceira posición, subministrando o 15,03% da biocapacidade do planeta<sup>159</sup>.

<sup>159</sup> Xa sinalamos que no caso da superficie construída a PE coincide coa biocapacidade. Por outro lado, non se distingue unha SBP ou biocapacidade específica para a absorción de CO<sub>2</sub>, asumindo que toda a superficie forestal é biocapacidade asociada ao consumo de madeira e fibras.

Quizais a cuestión máis relevante que amosan as dúas táboas anteriores, se relaciona coa diferenza existente a nivel global entre a PE e a biocapacidade, 2.875 millóns de Gha, ou 0,46 Gha por habitante. Deste modo os resultados amosan un sobrepasamento global dun 25,6%, o que significa que o noso planeta precisou aproximadamente un ano e tres meses para producir os recursos que consumimos en 2003.

Gráfico 2.2. Evolución da PE no período 1960-2005



Fonte: Elaboración propia a partir de WWF (2008).

Unha ollada ao Gráfico 2.2. nos permite descubrir que o sobrepasamento xorde a finais da década dos 80. O gráfico amosa a PE mundial e biocapacidade en termos do número de planetas, precisando na actualidade a biocapacidade equivalente a 1,3 planetas para manter o noso consumo de bens e servizos e a xeración de refugallos. En canto ás compoñentes da PE, a superficie destinada a á absorción de CO<sub>2</sub> é a compoñente que na actualidade ten un maior peso, a pesares de que en 1961 a súa importancia era notablemente inferior á da superficie cultivada, a máis importante naquel momento.

### 2.6.2. Un caso particular: a pegada dos produtos pesqueiros

A Táboa 2.14 amosa a pegada dos produtos pesqueiros do planeta no período 1995-2006. Ademais dos cambios no consumo de pescado, obsérvase como as modificacións

no resto de variables que inflúen no cálculo (RMS, SBP e factores de equivalencia), afectan notablemente aos valores acadados, probablemente máis sensibles a este tipo de cuestións que a cambios nos hábitos de consumo dos habitantes do planeta. Ademais, os dous últimos informes IPV empregan o método da PPR<sup>160</sup>.

A mesma táboa, constata unha das cuestións sinaladas anteriormente, pois o rendimento obtido, entre as 0,029 e 0,048 t/ha<sup>161</sup> é moito máis baixo que o acadado por produtos obtidos en terra, con produtividades de varias toneladas.

**Táboa 2.14.** Cálculo da PE global dos produtos pesqueiros por habitante no período 1995-2006

Concepto	1995	1996	1999	2001	2003	2005
Consumo de pescado (t/hab.)	0,016	0,023	0,022	S.d.	S.d.	S.d.
RMS (millóns de t)	100	93	93	93	S.d.	S.d.
SBP (millóns de ha)	2.970	3.200	2.300	2.300	2.300	S.d.
Rendimento global (t/ha)	0,034	0,029	0,048	0,048	S.d.	S.d.
F. Equivalencia (Gha/ha)	1	0,06	0,35	0,36	0,36	S.d.
PE (Gha/hab.)	0,49	0,049	0,14	0,13	0,15	0,09

**Fonte:** Elaboración propia a partir de Wackernagel e Rees (1996) e WWF (2000, 2002, 2004, 2006, 2008).

A Táboa 2.15 recolle os resultados da biocapacidade global por habitante, estabilizados en torno a 0,14 Gha/hab., unha vez que se mantén no tempo un mesmo valor para SBP e os factores de equivalencia.

**160** A información que os IPV ofrecen sobre o método de cálculo da pegada dos produtos pesqueiros é menor a medida que se avanza no tempo. No informe publicado no ano 2008 (WWF, 2008), non se ofrece máis información que a pegada 0,09 Gha/hab. e a biocapacidade, 0,17 Gha/hab. No IPV 2006 (WWF, 2006), con datos do ano 2003, non hai explicación algunha, máis que información recollida nas Táboas 2.14 e 2.15. Neste informe sinalase que xa se segue a proposta metodolóxica de GFN, baseada na PPR das capturas, o que, aparentemente, implicaría un cambio importante no cálculo da pegada dos produtos pesqueiros, cousa que non ocorre. As diferenzas entre os resultados de 2003 e 2005 xorden debido a que no último ano se introducen datos de capturas cun maior detalle taxonómico que o empregado na edición anterior (GFN, comunicación persoal).

**161** Este valor é obtido dividindo o RMS entre a superficie das plataformas continentais, 1.900 millóns de hectáreas. Non se inclúen na SBP os 400 millóns de hectáreas ocupadas por augas continentais produtivas.

**Táboa 2.15.** Cálculo da biocapacidade acuática global por habitante no período 1996-2003,

Concepto	1996	1999	2001	2003	2005
SBP (millóns de ha)	3.200	2.300	2.300	2.300	S.d.
Océanos (millóns de ha)	3.200	2.000	1.900	1.900	S.d.
Augas continentais (millóns de ha)	0	300	400	400	S.d.
Poboación mundial (millóns de habitantes)	5.745	5.979	6.148	6.302	6.476
SBP/hab	0,56	0,38	0,37	0,36	S.d.
F. Equivalencia (Gha/ha)	0,06	0,35	0,36	0,36	S.d.
Biocapacidade (Gha/hab)	0,034	0,14	0,13	0,14	0,17

Fonte: Elaboración propia a partir de IPV (2000 2002, 2004, 2006).

### 2.6.3. Resultados a nivel rexional

A Táboa 2.16 amosa a PE dos 5 países cunha PE máis alta e máis baixa en 2005, ademais do caso de España e o total mundial. Ademais, recóllese a súa biocapacidade e o balance ecolóxico.

O país cunha PE máis alta é Emiratos Árabes Unidos, seguido moi de cerca por Estados Unidos. Ambos países superan as 9 *Gha/hab.*, moi por riba das 2,7 *Gha/hab.* do habitante medio do planeta. Kuwait, Dinamarca e Nova Zelandia completan o *ranking* dos países cuxos habitantes teñen un estilo de vida que precisa máis cantidades de recursos e xeran máis cantidades de CO<sub>2</sub>.

Sendo os habitantes destes países os principais estragadores de recursos do planeta, a consideración da súa biocapacidade nos indica en que medida dispoñen dos recursos necesarios para realizalos, ou noutros termos, poden permitirse ser grandes consumidores.

Desde esta perspectiva, Emiratos Árabes Unidos e Kuwait, case non dispoñen de biocapacidade, polo que presentan un balance ecolóxico claramente negativo, o que significa que a súa PE é mantida grazas a que os intercambios comerciais lles permiten obter a biocapacidade que non dispoñen e/ou están a empregar os recursos a un ritmo maior do que se rexeneran.

**Táboa 2.16.** PE, biocapacidade e balance ecolóxico de diferentes países en 2005. Gha/hab.

Concepto	PE (1)	Biocapacidade (2)	Balance Ecolóxico (2)-(1)
Emiratos Árabes Unidos	9,5	1,1	(8,4)
Estados Unidos	9,4	5	(4,4)
Kuwait	8,9	0,5	(8,4)
Dinamarca	8	5,7	(2,3)
Nova Zelandia	7,7	14,1	6,4
España	5,7	1,3	(4,4)
Bangladesh	0,6	0,3	(0,3)
Rep. Dem. do Congo	0,6	4,2	3,6
Afganistán	0,5	0,7	(0,3)
Congo	0,5	13,9	13,3
Malawi	0,5	0,5	0
Mundo	2,7	2,1	0,6

Fonte: Elaboración propia a partir de WWF (2008).

Tal e como sinalamos, unha situación onde a PE sexa superior que a biocapacidade, tanto a nivel planetario como rexional, considerábase inicialmente insustentable, existindo unha identificación clara entre os conceptos de déficit ecolóxico e sobrepasamento.

Estados Unidos e Dinamarca están en mellor posición que os dous países de Oriente Medio, pois dispoñen de certa biocapacidade, se ben non impide que o seu balance ecolóxico sexa negativo, o 88% e o 40,3% da súa biocapacidade, respectivamente. No caso de Nova Zelandia, dispoñen dunha biocapacidade por habitante moi elevada, contando cunha reserva ecolóxica de 6,4 *Gha/hab*.

Os derradeiros 5 países da Táboa 2.16, presentan unha pegada ben diferente aos 5 primeiros. A PE dos habitantes de Bangladesh, a República Democrática do Congo, Afganistán, o Congo e Malawi non supera as 0,6 *Gha/hab*., pouco máis do 6% dos valores acadados por un estadounidense ou un saudí. Os habitantes destes países son os

menos estragadores de recursos, se ben esta baixa PE non é froito da racionalidade ecolóxica, senón que está relacionada coa situación de pobreza destes países.

Ao igual que no caso anterior, a consideración da biocapacidade dispoñible xera diferentes balances ecolóxicos. A pesares de ter PE tan baixas, isto non evita balances ecolóxicos negativos no caso de Afganistan e Bangladesh, cuxos territorios dispoñen de moi pouca capacidade para producir recursos renovables e absorber emisións de CO<sub>2</sub>. No resto dos casos, existe unha reserva ecolóxica, a excepción do caso de Malawi, onde Pegada e biocapacidade coinciden. No caso do Congo, unha biocapacidade de 13,9 *Gha/hab.*, permítelle obter unha das reservas máis elevadas de todos os países estudados nos informes IPV<sup>162</sup>.

En relación á PE dos españois, acada 5,7 *Gha/hab.*, cun déficit ecolóxico de 4,4 *Gha/hab.* Obsérvase que cunha PE case un 40% máis baixa que a de Estados Unidos, o déficit ecolóxico é o mesmo<sup>163</sup>. No caso de Galicia, Martín Palmero (2004) estima a PE dos galegos en 7,01 *Gha*, se ben cuestións como o uso de rendementos locais ou o uso hectáreas sen ponderar non permite que o resultado obtido sexa comparable aos ofrecidos por WWF.

A Figura 2.2 recolle a evolución da PE e a biocapacidade dos países con máis dun millón de habitantes no período 1961-2005.

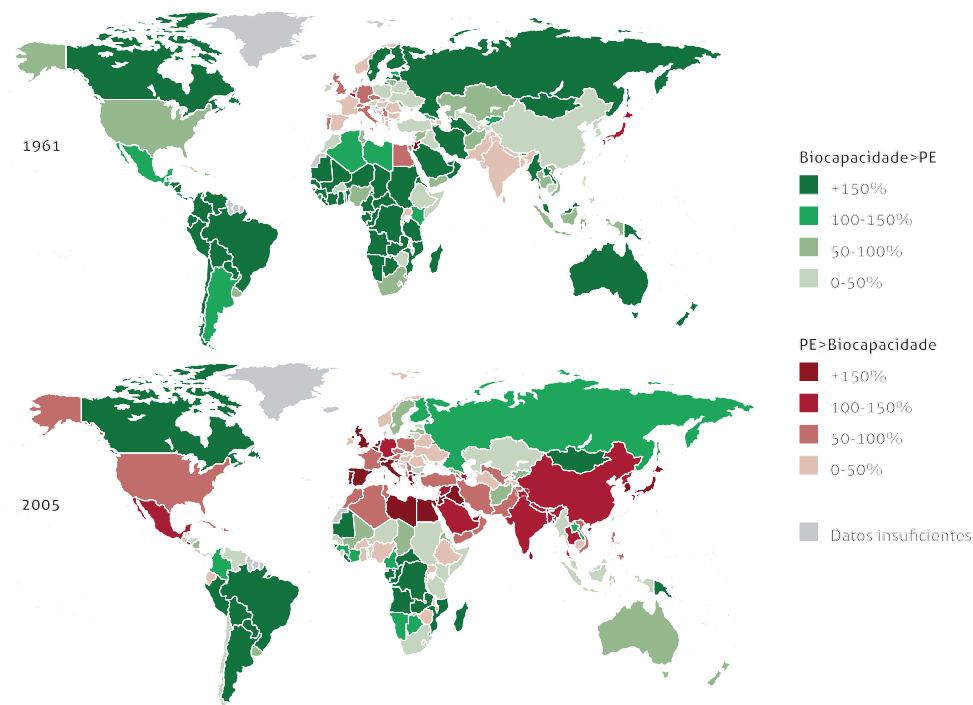
Obsérvase como en 1961 (figura superior) unha gran maioría de países contaban con excedente ecolóxico. Case 45 anos despois, o incremento de consumo per cápita e poboación propiciou que a demanda de bens e servizos da humanidade se multiplicar-se por 2 (WWF, 2008). O número de países deficitarios incrementouse notablemente, reducíndose, ademais, o excedente de moitos outros como Australia ou a antiga Unión Soviética

---

**162** Só Gabón, cunha reserva ecolóxica de 23,5 *Gha/hab.* (a súa PE é de 25 *Gha/hab.* e a biocapacidade de 1,4 *Gha/ha.*) supera ao Congo (WWF, 2008).

**163** O estudo desenvolvido polo Ministerio de Medio Ambiente para estimar a PE de España (MMA, 2007b), recolle en 2005 unha PE de 6,39 *Gha/hab.*, cunha biocapacidade de 2,6 *Gha/hab.* A pesares de que a PE obtida é máis alta que no IPV de 2008, o déficit ecolóxico (3,79 *Gha/hab.*) é menor. Este mesmo estudo estima a PE en España 1955 en 2,2 *Gha/hab.* En 50 anos a PE media dos españois máis que triplicouse.

Figura 2.2. Países excedentarios e deficitarios no período 1961-2005



Fonte: WWF (2008).

## 2.7. O DEBATE ARREDOR DA PE: LIMITACIÓNS, PUNTOS FORTES, E CRÍTICAS RECIBIDAS

A PE acadou unha popularidade notable en diferentes ámbitos: a comunidade científica, gobernos e organismos con competencias para deseñar políticas medioambientais, consumidores...<sup>164</sup>. Sen embargo, é difícil que un único indicador poida recoller todas as diferentes cuestións relacionadas coa sustentabilidade. Para que a análise sexa completa, debe ser empregado xunto con outros indicadores económicos, sociais ou medioambientais (Wackernagel et al., 1999b).

O coñecemento das principais limitacións e puntos fortes é fundamental tanto para garantir un uso correcto da PE, como para decidir a respecto doutras ferramentas que

<sup>164</sup> A bibliografía desta tese constitúe unha mostra da cantidade de artigos publicados en revistas científicas e estudos existentes sobre este tema.

subministren información adicional relevante. Así mesmo, as críticas recibidas poden sinalar áreas onde se deban realizar melloras.

### 2.7.1. Limitacións

Os propios Wackernagel e Rees, así como outros autores, destacan numerosos aspectos que o indicador non contempla. Algunhas cuestións relacionadas coa sustentabilidade non son consideradas por non ser relevantes para conseguir os obxectivos marcados. Noutros casos, o indicador é incapaz de recollelas, sendo importante determinar o que queda fóra, e cara a que sentido evolucionaría o indicador si se considerasen. Tal e como sinala Woods (2004, 19) “*o relevante é identificar claramente onde a PE pode engadir valor e onde está limitada*”.

Por outro lado, aínda que non sempre é doado diferenciar entre limitacións e críticas recibidas, esta distinción ten sentido, pois, con frecuencia, criticase que o indicador non recolle cuestións fóra do seu alcance. As limitacións principais son as seguintes:

#### Limitación 1. Falla de capacidade de predición

A PE é un indicador estático, que recolle o que ocorre no momento no que o último dato está dispoñible<sup>165</sup>, ao igual que outros indicadores (a esperanza media de vida, o PIB...) (Rees, 2006b) e ferramentas estatísticas habitualmente empregadas no estudo das ciencias sociais (por exemplo, as táboas *input-output*). A falla de capacidade de predición non é unha desvantaxe, se o indicador se usa para o que foi deseñado: obter unha foto instantánea da demanda de biocapacidade nun momento determinado.

A consideración dalgunhas cuestións, suplen en parte esta carencia. Mediante o uso de series temporais, a PE pode subministrar unha sucesión de imaxes das condicións de cambio.(Wackernagel e Rees, 1996). O uso de escenarios, considerando cam-

---

**165** Holland (2003) afirma que a PE non afronta riscos e incertezas de modo consistente pois, por exemplo, non predí os riscos da enerxía nuclear o cal é certo, pero fóra dos obxectivos do indicador. Os estragos causados por un accidente nuclear serían recollidos despois de que aconteza.

bios na tecnoloxía<sup>166</sup> ou cambios no comportamento dos consumidores, permite estudar o que sucedería en situacións hipotéticas que poden representar o futuro. En definitiva, se ben a PE non é unha ferramenta para o cambio, pode avaliar o impacto dos cambios (Woods, 2004).

### **Limitación 2. A PE non é un indicador completo**

As características do indicador requiren que exista unha relación entre o consumo ou refugallo do que se estima a súa PE, e un determinado tipo de superficie. Noutro caso, a análise se complica. De aí que a PE non recolla cuestións clave no estudo do desenvolvemento sustentable, como o consumo de auga doce, a contaminación, o esgotamento dos recursos non renovables, os materiais elaborados polos humanos, ademais de considerar só un único tipo de refugallo, as emisións de CO<sub>2</sub>.

A presenza de materiais tóxicos non é recollida directamente pola PE, pois en moitos casos a biosfera non é capaz de asimilalos e non ten capacidade de rexeneración<sup>167</sup>. Indirectamente, o indicador podería reflectir a redución da biocapacidade derivada de episodios de contaminación con efectos probados nos ecosistemas. No caso de que a contaminación limite, pero non anule a capacidade produtiva, a PE é sensible a unha menor produtividade dos recursos obtidos, se ben non existe a certeza de que os cambios na produtividade se deban a un determinado contaminante. Sen embargo, o indicador non é sensible a situacións como diferentes efectos do contaminante nos ecosistemas en función das condicións locais<sup>168</sup>, ou casos de niveis de polución sen efectos palpables nos ecosistemas, pero si na saúde humana (Levett, 1998).

---

**166** O indicador recolle os cambios tecnolóxicos a posteriori, de modo que se nun momento dado xorde unha nova tecnoloxía que mellora a eficiencia na produción dun ben, a súa pegada reducirase no exercicio seguinte.

**167** Holland (2003) sinala que se exclúen da análise materiais elaborados polos humanos (non bióticos), pois a súa asimilación é moi difícil ou imposible (a súa pegada sería infinita).

**168** Levett (1998) afirma que a choiva ácida podería fertilizar ou danar un ecosistema, dependendo das circunstancias e condicións locais.

No caso dos recursos non renovables<sup>169</sup> e os materiais elaborados polo home, a pegada só reflicte a demanda de biocapacidade derivada da ocupación de superficie e do consumo de enerxía empregada nos procesos produtivos nos que se obteñen.

Wackernagel e Rees recoñecen estas limitacións (Wackernagel et al. 1999b). Sinalan a imposibilidade de que un único indicador recolla todas as cuestións relacionadas coa sustentabilidade e, aínda que isto fose posible, probablemente non sería recomendable, pois o nivel de sofisticación sería tan alto que dificultaría a súa comprensión e aplicación. O equilibrio entre complexidade e simplicidade xorde se o indicador incorpora aquelas variables clave e factores limitantes que capturan a esencia do que representa (Wackernagel e Rees, 1996).

Por outro lado, tal e como sinal Rees (2000), ninguén mantivo nunca que a PE sexa o único indicador usado para avaliar a sustentabilidade, senón que pode, e deber ser, empregada xunto a outros<sup>170</sup>.

Finalmente, mantense que se trata dun indicador conservador, no sentido de que infravalora os impactos ambientais sufridos polo planeta. Na medida en que amosa que existe sobrepasamento global, alerta da situación medioambiental e posibilita que se tomen medidas correctoras, sen un grado de alarmismo que lle reste credibilidade (Rees, 2006b).

Consideramos que a clave está na definición dos obxectivos da pegada e o seu uso de acordo a eles. É certo que exclúe cuestións importantes, pero nada impide que outros indicadores engadan información sobre aqueles aspectos que non están recollidos. Trátase dun indicador agregado que amosa unha foto xeral da realidade estudada, de modo que, sintetizando diferentes impactos, pode identificar áreas de estudo a analizar con outras técnicas<sup>171</sup>.

---

**169** A pesares de que nos anos 70 o debate arredor dos límites ao crecemento xiraba en torno ao esgotamento dos recursos non renovables, na actualidade parece que é a redución do *stock* de recursos renovables (pesqueiras, bosques...) a que pode impoñer máis límites á actividade humana (Wackernagel e Rees, 1996).

**170** Por exemplo, no estudo da sustentabilidade do desenvolvemento dos sistemas urbanos, OSE (2009) combina a PE, Índice de desenvolvemento humano (HDI) e Índice sintético de Capital Humano (SIHC), ademais de incluír a avaliación dos procesos de Axenda 21 e gobernanza municipal.

**171** Por outro lado, existen liñas de investigación que tratan de incorporar a análise elementos ausentes, como outras emisións de gases de efecto invernadoiro (Walsh et al., 2007) ou o consumo de auga (Hoekstra, 2007).

### **Limitación 3. Cada superficie ten un único uso**

Desde a perspectiva da PE, unha hectárea dun determinado cultivo, por exemplo, o trigo, só ten un único uso, neste caso relacionado coa produción do cereal. Sen embargo, os ecosistemas realizan múltiples funcións, e esa mesma hectárea é capaz de, por exemplo, absorber CO<sub>2</sub>, ou acoller diferentes especies que a habitan. Por esta vía, a biocapacidade é infravalorada, se ben existen outras asuncións que aumentan o tamaño da PE.

### **Limitación 4. Non é un indicador preciso**

As cuestións sinaladas anteriormente, propician que a PE non sexa un indicador preciso. Este límite non impide que acade os seus obxectivos. Wackernagel (1998a, 10) explica a súa posición:

*“Recoñecemos e enfatizamos que a forza da análise de PE non é a súa precisión. A súa función principal é visualizar o impacto humano na Terra. A nosa filosofía, máis que maximizar a precisión, foi non esaxerar as PE da poboación, nin infravalorar a produtividade biolóxica da zona estudada. [...] As PE son principalmente ferramentas que resumen unha variedade de impactos dos humanos, subministrando a comprensión da súa magnitude e permitindo a comparación coa capacidade biolóxica dispoñible”.*

A identificación das cuestións que inflúen na precisión e o modo en que, cada unha, afecta ao indicador podería axudar a mellorar esta carencia.

### **Limitación 5. Falla de datos**

A ausencia da información necesaria para calcular a PE é outra das limitacións recoñecidas. Neste caso, non se trata dun problema metodolóxico, pois a PE pode ser perfectamente estimada si se dispón da información necesaria, senón dun obstáculo práctico relevante, que limita o seu uso.

Wackernagel et al., (1999b) recoñece os problemas de empregar estatísticas de Nacións Unidas para a estimación de pegadas de países, pois non sempre son completas e consistentes entre países ao longo do tempo. A obtención de intensidades enerxéticas

que reflectan correctamente a cantidade de enerxía empregada na produción dos bens obxecto de comercio exterior é, na nosa opinión, unha das tarefas máis complicadas.

Máis problemas existen no caso de realidades como cidades, provincias, e, en xeral, territorios para os que non se elaboren as estatísticas de consumo e produtividade precisas. O uso do indicador como ferramenta de planificación rexional, restrínxese notablemente no caso de pegadas subnacionais estimadas a partir de extrapolacións dos rendementos dos países. Neste caso, a análise debera limitarse ao estudo da evolución do indicador ao longo do tempo.

### **Limitación 6. Ausencia dun método de cálculo estandarizado**

O método de cálculo xorde inicialmente como un conxunto de regras xerais, que se foron ampliando ao longo do tempo. Así, foron engadíndose numerosas cuestións (factores de equivalencia, consideración de rendementos globais, superficie para outras especies, inclusión da produción acuícola...), elimináronse ou modificáronse outras, (substitución do rendimento actual polo potencial na estimación dos factores de equivalencia...), ademais de cambiar as fontes estatísticas e determinados valores concretos empregados para os cálculos (cambios metodolóxicos nas bases de datos empregadas, variacións na superficie asignada ás plataformas continentais...). Estes cambios non viñeron acompañados de documentos específicos que os recollan, e expliquen en detalle como se calcula o indicador en cada momento, ademais de explicar o motivo das modificacións, o que limita a comparabilidade de estudos realizados en anos diferentes.

Na actualidade, tanto a publicación periódica “Contabilidade de PE nacional”, como os estándares propostos desde GFN (GFN, 2006b), tentan solucionar esta carencia. A participación de Wackernagel e Rees pode contribuír a que se converta no organismo de referencia na análise de pegada ecolóxica.

Sen embargo, estas guías perden valor se continuamente se modifican. ¿Ata que punto ten sentido seguir mellorando certas cuestións se é moi difícil que ningún indicador recolla con exactitude toda a realidade estudada?.

### 2.7.2. Puntos fortes

A pesares das limitacións sinaladas, a análise de PE presenta numerosas vantaxes. As principais son expostas a continuación:

1. Recoñece que os humanos son entidades biofísicas, amosando claramente a súa dependencia dos ecosistemas, ademais do capital manufacturado. Deste modo, destácase o rol crucial do capital e os ingresos naturais no desenvolvemento económico e a sustentabilidade (Wackernagel e Rees, 1996).
2. Acéptase que a economía é un subsistema que medra continuamente, dependente dun ecosistema que non medra, a ecosfera (Rees, 2006b).
3. Trátase dun indicador que incorpora tres asuncións teóricas relevantes no estudo do desenvolvemento sustentable: considera a complementariedade entre o capital humano e natural, considera límites ecolóxicos e é consistente cos principios termodinámicos básicos (Wackernagel e Silverstein, 2000). Recoñece que a segunda lei da termodinámica é o último elemento que rexe as transformacións materiais e a actividade económica, o que implica que máis alá dun tamaño óptimo, o mantemento do crecemento económico acelera a desorde entrópica e a disipación da ecosfera (Rees, 2006b).
4. A PE está conceptualmente próxima a outras técnicas e indicadores relacionados co estudo da sustentabilidade, como a análise da enerxía incorporada (*emergy*) de H. T. Odum (Odum, 1996) e o concepto de “carga humana” de W. Catton (Catton, 1980). Tamén incorpora todos os factores da coñecida ecuación de impacto humano Ehrlich e Ehrlich (1970)<sup>172</sup> (Rees 2006b; Woods, 2004).
5. Ao centrarse no consumo, está fortemente vinculada ás actividades cotiáns dos cidadáns (Woods, 2004). A PE personaliza a sustentabilidade, amosando que o consumo de calquera persoa está relacionado cos límites ecolóxicos globais: todo o mundo é un consumidor e debe ser responsable da súa carga no planeta. Ademais,

---

**172** Referímonos á ecuación  $I=PAT$  ( $I=$  Impacto;  $P=$ Poboación;  $A=$  Afluencia;  $T=$  Tecnoloxía).

permite a comparación das demandas de biocapacidade de diferentes poboacións (Rees, 2006b).

**6.** As alteracións humanas no uso da superficie están afectando ao funcionamento dos ecosistemas do planeta, poñendo en perigo o seu mantemento e o fluxo de bens e servizos que subministra á humanidade (Vitousek et al., 1997). De aí que teña sentido un indicador que mida a demanda humana de superficie

**7.** Por outro lado, a superficie é tanxible e con significado para toda a poboación. Ao agregar diferentes impactos, o indicador permite *“a comunicación de información científica complexa en termos relativamente sinxelos”* (Woods, 2004, 14). O entendemento do indicador é unha virtude relevante, pois a comprensión das raíces da crise ecolóxica é o paso previo á adopción de solucións políticas. Conceptos fundamentais, como o déficit ecolóxico son intuitivos e doados de comprender (Wackernagel et al., 1999b).

**8.** O seren un indicador comprensible e simple, favorece a súa comunicación, polo que *“a PE é unha ferramenta ideal para crear coñecemento popular da crise ecolóxica”* (Woods, 2004, 13). Simmons et al., (2000) resaltan a utilidade do indicador en ámbitos como a educación, as campañas de concienciación, e a elaboración de políticas medioambientais.

**9.** Trátase dun indicador atractivo desde o punto de vista social e ecolóxico. Por exemplo reflicte as desigualdades do crecemento material, ademais de amosar que o crecemento económico non é unha opción sustentable para evitalas (Rees, 2006b).

Na nosa opinión as fortalezas do indicador resúmense nas seguintes:

**1.** A PE amosa a dependencia dos humanos do capital natural. Nun contexto onde a maioría da poboación parece asumir que o consumo esta limitado exclusivamente pola capacidade adquisitiva, e que é desexable consumir canto máis mellor, cómpre que existan ferramentas que recorden que, ao igual que o resto de seres vivos, dependemos dos recursos e servizos que a natureza proporciona.

**2.** Trátase dun indicador con capacidade para sintetizar diferentes impactos, sen-

do capaz de resumir a situación medioambiental da realidade estudada nun momento dado<sup>173</sup>.

**3.** É un indicador simple, comprensible e fácil de comunicar. O uso de unidades de superficie, ten un efecto positivo nas persoas pouco interesadas na sustentabilidade medioambiental, ou sen amplos coñecementos sobre o tema, pois poden percibir o seu significado, converténdose nunha ferramenta que poden manexar. Ao mesmo tempo, facilita a comunicación en diferentes ámbitos (administración pública, empresas, centros de ensino...) onde estas cuestións non sempre están presentes.

### 2.7.3. Críticas recibidas

Durante os anos de vida da PE, numerosos investigadores criticaron diferentes cuestións, relacionadas principalmente cos fundamentos e asuncións do método de cálculo, e a súa utilidade en determinados contextos. Nalgúns casos, a evolución experimentada pola PE fai que algunhas das críticas recibidas inicialmente se vexan superadas.

Noutros, o debate segue aberto. Máis que cuestións referidas ao propio indicador, a diferente visión da sociedade sustentable de críticos e defensores, probablemente inflúa no mantemento dalgunhas discrepancias.

A continuación, resumimos as principais críticas recibidas, reflectindo tanto a opinión dos críticos, como a dos propios Wackernagel e Rees, ademais da nosa visión particular.

#### Crítica 1. A PE no ámbito rexional<sup>174</sup>

A utilidade do indicador para avaliar cuestións diferentes da insustentabilidade plane-

---

**173** Isto non significa que sexa o único indicador a empregar nesta fin, senón que pode ser útil para realizar un diagnóstico inicial, no que se pode afondar empregando outras ferramentas.

**174** Empregamos o termo rexional co sentido de non global, tal e como se indicou ao principio deste capítulo.

taria (Ayres, 2000) é outra das cuestións habitualmente criticada. As principais cuestións sinaladas inciden na incapacidade da PE para elaborar políticas relativas ao medioambiente dun territorio que non sexa o planeta, e á toma de decisións neste ámbito:

1. A PE é un indicador demasiado agregado para tomar decisións a nivel rexional (Ayres, 2000; Moffat et al., 2001).
2. A formulación de políticas a nivel rexional require da consideración das particularidades económicas, políticas, tecnolóxicas, ambientais e climáticas da rexión estudada. (Lenzen e Murray, 2001).
3. O indicador non amosa se os impactos ocorren dentro do respectivo país ou noutro lugar, pois non distingue o consumo doméstico do importado. O modo de incluír o comercio exterior na PE propicia que os déficit ou reservas ecolóxicos ofrezan pouca información a nivel rexional, pois as reservas poden ser exportadas e os déficit poden ser debidos integramente a importacións, o que non implica impacto algún para os ecosistemas locais. En consecuencia, a PE sería útil para a análise da sustentabilidade global, pero non a outros niveis (Lenzen e Murray, 2001; Lenzen e Murray, 2003).
4. A conversión a hectáreas coa produtividade media mundial, impide o uso do indicador para formular políticas rexionais (Ayres, 2000).

As dúas primeiras críticas parecen asumir que a PE é a única ferramenta empregada na toma de decisións medioambientais a respecto dun determinado territorio, e que tales decisións se toman considerando un único ano<sup>175</sup>. Nada impide que a PE se use con calquera indicador que recolla cuestións (económicas, políticas, tecnolóxicas..., que afecten á poboación do territorio estudado. Ao mesmo tempo, o emprego de series temporais, permite ter máis elementos de xuízo á hora de tomar este tipo de decisións.

En ausencia de outros indicadores, a PE pode proporcionar un sinal do custo relati-

---

**175** De feito as mesmas críticas poderían realizarse a numerosos indicadores empregados habitualmente en economía. Por exemplo, o PIB *per cápita* é un indicador agregado que ofrece pouca información para a toma de decisións económicas si se considera un dato illadamente.

vo de diferentes políticas económicas alternativas. A consideración das súas compoñentes pode permitir a identificación de áreas clave para a formulación de políticas (McDonald e Patterson, 2004). A existencia de diferentes estudos que empregan o indicador para identificar diferentes cuestións relacionadas coa sustentabilidade de rexións (Rees, 2006b) é outro argumento en contra das críticas sinaladas<sup>176</sup>.

En canto ás cuestións terceira e cuarta, compartimos, no fundamental, a opinión de Lenzen e Murray. Se o indicador vai ser empregado para a toma de decisións relacionadas coa poboación dun determinado territorio, e non para realizar comparacións entre poboacións, ten sentido separar a pegada da produción da pegada do consumo, o que implica a identificación da a pegada asociada aos fluxos comerciais. De aí os cambios propostos neste campo, recollidos no apartado 2.4.1.2. Neste caso, o uso rendementos locais, os existentes no territorio estudado, é máis útil que a media mundial de cada produto, pois aproxima o indicador á realidade estudada. Na exposición da terceira crítica expoñemos con máis detalle a nosa posición a respecto desta cuestión.

## **Crítica 2. A delimitación espacial da PE**

A vinculación da PE con territorios delimitados en base a fronteiras políticas é outra das cuestións habitualmente criticadas (Levett, 1998; Van der Bergh e Verbruggen 1999a; Lenzen e Murray 2001; Fiala, 2008). Van der Bergh e Verbruggen (1999a), Van Vuuren e Smits (2001) e Fiala (2008) afirman que a elevada pegada de países e rexións densamente poboados non é un signo de insustentabilidade, senón unha consecuencia dunha distribución espacial particular de factores. De aí que consideren que non ten sentido facer comparacións entre países de extensión e densidades de poboación diferentes, pois para eles os países densamente poboados van ter, neces-

---

**176** Algunhas das aplicacións concretas relaciónanse co uso do indicador para a elaboración de políticas relacionadas coa ordenación do territorio (preservación de espazos naturais, zonas de cultivo...) o establecemento de obxectivos concretos de sustentabilidade (por exemplo, reducir a pegada dun territorio at ao nivel que garante a sustentabilidade global), o deseño de impostos que graven o consumo, tendo en conta a PE de diferentes bens, políticas de transporte, a mitigación do cambio climático... (Woods, 2004).

riamente, pegadas elevadas e non van ser nunca sustentables de acordo á PE. Conforme a súa tese, a PE sería máis un indicador de riqueza, que de sustentabilidade. Os países ricos consumen máis, o que redunda en déficit comerciais, que de acordo á pegada, os converte en insustentables.

En segundo lugar, criticase que o territorio ao que habitualmente se refire a PE estea delimitado por fronteiras políticas, que frecuentemente dividen áreas naturais ou ecosistemas interconectados (Van der Bergh e Verbruggen, 1999; Lenzen e Murray, 2001).

En relación á primeira cuestión, existe unha resposta de Wackernagel (Wackernagel e Silverstein, 2000) invocando á compoñente social da sustentabilidade, outra veces obviada polo propio Wackernagel. O mantemento dun nivel de vida por riba da capacidade de carga dispoñible, implica que, mediante o comercio exterior, os países cunha capacidade adquisitiva alta se están apropiando de superficie doutros. Puidera acontecer que o país exportador comercie co seu excedente ecolóxico, mais en moitos casos, prodúcense exportacións “forzosas” de capital natural, o que incide no deterioro do país exportador. Na medida en que este modelo de desenvolvemento non é considerado xusto, é penalizado pola PE (Wackernagel e Silverstein, 2000).

Compartimos a visión de Wackernagel, lamentando as modificacións derivadas da inclusión na análise do concepto de déficit ecolóxico comercial, xa sinaladas. Sen embargo, existen tamén outros argumentos que invalidan a tese de Van der Bergh e Verbruggen (1999a) e demais críticos.

Debemos destacar que, tanto a PE como a biocapacidade se expresan habitualmente en termos per *cápita*, polo que, os incrementos da poboación reducen a biocapacidade por habitante, ao igual que a PE. En todo caso, se a súa hipótese fora certa, a PE viría explicada pola densidade de poboación e riqueza dos países. Sen embargo os datos existentes, contradín esta hipótese.

A densidade de poboación non depende só da distribución de recursos, senón de factores sociais e culturais, que inflúen na taxa de natalidade e mortalidade. A Táboa 2.17 amosa como países con densidade similar, o caso de España e Romanía e España teñen pegadas diferentes, sendo máis baixa a do país máis densamente poboado.

A o mesmo tempo, países con elevadas densidades de poboación, por exemplo Ban-

**Táboa 2.17.** Densidade de poboación e PE de catro países en 2005

Concepto	Densidade de Poboación (Hab./ha)	PE (Gha/hab.)
Romanía	91	2,9
España	86	5,7
Irlanda	59	6,3
Bangladesh	1.064	0,6

Fonte: Elaboración propia a partir de UNFPA (2007) e WWF (2008).

gladesh, teñen PE por habitante moito máis baixas, que outros menos intensamente poboados, o caso de Irlanda.

É certo que, polo lado da oferta, se a biocapacidade permanece constante, o incremento da poboación dun territorio e, polo tanto, da densidade, implica menos biocapacidade por habitante. Nesa situación, o mantemento da posición de sustentabilidade previa aos cambios demográficos pasa por cambios nos hábitos de consumo que reduzan a PE ou políticas que permitan incrementar a biocapacidade (aumentos da SBP, incrementos de produtividade das diferentes superficies...).

En canto ao poder adquisitivo, Van der Bergh e Verbruggen (1999a) consideran que a PE recolle a riqueza, de modo que os países de altos ingresos van ter, necesariamente pegadas elevadas.

PE e ingresos *per cápita* están correlacionados positivamente (Rees, 2006b; Fiala,

**Táboa 2.18.** PE, biocapacidade e balance ecolóxico diferenciando grupos de países e ingresos en 2005. Gha/ha

Concepto	PE (1)	Biocapacidade (2)	Balance Ecolóxico (1)-(2)
Países de ingresos altos	6,4	3,7	(2,7)
Países de ingresos medios	2,2	2,2	0,0
Países de ingresos baixos	1,0	0,9	(0,1)
Mundo	2,7	2,1	(0,6)

Fonte: Elaboración propia a partir de WWF (2008).

2008), tal e como amosa a Táboa 2.18. Isto non significa que os ingresos determinen a pegada ou que a pegada recolla a riqueza e non a demanda de biocapacidade. Países con renda *per cápita* similares teñen diferentes pegadas, pois os hábitos de consumo, influenciados polas políticas adoptadas polos seus gobernos, poden ser diferentes<sup>177</sup>.

En canto á segunda cuestión criticada, dicir que a PE non é necesariamente aplicada sobre territorios delimitados por fronteiras políticas, se ben consideramos que esta delimitación ten sentido, sobre todo á hora de comparar á PE coa biocapacidade.

Tal e como se sinalou, o indicador está pensado para estimar a sustentabilidade do consumo de poboacións. A poboación do territorio é, polo tanto, a unidade de referencia á hora de aplicar o indicador. A comparación da PE coa biocapacidade, esixe que a poboación teña un territorio de referencia, e que ese territorio queda perfectamente delimitado si se consideran diferentes niveis administrativos (Estados, Comunidades Autónomas, Concellos...). Non obstante, nada impide estimar pegadas de poboacións que habitan territorios delimitados en base a criterios culturais, sociais ou de calquera outro, aínda que, nestes casos, a dispoñibilidade de información pode ser unha restrición importante.

Dito isto, coincidimos con Wackernagel e Silverstein (2000), cando afirman que a consideración das fronteiras políticas ten sentido nun indicador que estude a sustentabilidade ambiental. A pertenza a un territorio determina quen e como o xestiona, incluíndo os seus recursos naturais. Lembremos que a PE trata de medir a demanda de superficie que as poboacións humanas precisan para satisfacer as súas necesidades e que os gobernos teñen capacidade de influír nos consumos dos seus cidadáns. Cuestións como o gravame de produtos considerados non desexables en termos ambientais, o fomento do uso de enerxías renovables, a reciclaxe, ou o uso do transporte público no lugar do privado, inflúen no uso que os cidadáns fan dos recursos aos que teñen acceso e, polo tanto, na súa pegada.

A existencia dun goberno con competencias para xestionar os recursos que se in-

---

**177** Por exemplo, o PNB holandés en 2005 en termos de paridade de compra, (34.724 \$/hab.), supera ao finlandés, (30.469 \$/hab.) (WB, 2008). Sen embargo, a PE dos holandeses nese ano, 4,0 *Gha/hab.*, é menor que a dos finlandeses, 5,2 *Gha/hab.*, (WB, 2008; WWF, 2008).

clúen no indicador dálle sentido á comparación entre a PE e biocapacidade. O tamaño da PE depende dos hábitos de consumo dos habitantes do territorio estudado. Innda que eses hábitos poden ser modelados polas políticas deseñadas polos gobernantes, son os cidadáns os principais responsables da súa PE. No caso da biocapacidade ocorre o contrario, sendo fortemente dependente de cuestións como as políticas forestais, planos urbanísticos, políticas agrarias... De aí que o sentido de realizar comparacións entre PE e biocapacidade diminúa a medida que perden peso este tipo de superestruturas.

### **Crítica 3. O papel desempeñado polo comercio exterior**

O papel do comercio exterior é outra das cuestións máis criticadas. Van der Bergh e Verbruggen, (1999ab) e Lenzen e Murray (2001) fan unha boa síntese, das principais cuestións sinaladas a este respecto :

- 1.** Os países de elevados ingresos, densamente poboados e con escasa superficie produtiva manteñen o seu nivel de vida grazas ao comercio exterior. A comparación da pegada coa biocapacidade acostuma ser negativa para estes países, polo que adoitan ter déficit ecolóxicos, sen que poidan ser sustentables de acordo á PE (Van der Bergh e Verbruggen, 1999a). Esta hipótese sérvelle a Van der Bergh e Verbruggen para afirmar que de acordo á pegada ecolóxica, algunha forma de autosuficiencia (autarquía) é a situación máis desexable, destacando que o indicador ten un sesgo anticomercio (Van der Bergh e Verbruggen, 1999b).
- 2.** Os mesmos autores, sinalan que a PE rexeita as vantaxes comparativas de países e rexións relacionadas coa súa dotación de recursos. Para Van der Bergh e Verbruggen, o comercio pode distribuír equitativamente as cargas ambientais entre os sistemas naturais menos sensibles, sen que sexa realista pensar que a distribución espacial das actividades vai cambiar ao longo do tempo. Partindo da base de que os recursos naturais son completamente inmóbiles e están distribuídos de forma heteroxénea ao longo do espazo, o comercio e especialización posibilitan ganancias ambientais, en base á vantaxe comparativa ricardiana (Van der Bergh e Verbruggen, 1999a).
- 3.** Igualmente, manteñen que a restrición ao comercio pode ameazar as relacións

internacionais entre grupos de países, desestabilizar acordos internacionais e institucións, promover conflitos e guerras comerciais...

4. Van der Bergh e Verbruggen (1999a), manteñen que a PE non é capaz de distinguir se os recursos importados foron obtidos, ou non, de modo sustentable.

5. Finalmente, incluímos tamén aquí a posición de Lenzen e Murray (2001) recollida na crítica 1, no tocante ao significado dos déficit e reservas ecolóxicos a nivel rexional

A introdución na análise do concepto de déficit/excedente ecolóxico comercial evitaría a maioría destas críticas, pois agora o indicador non valora negativamente a aqueles países netamente importadores. En todo caso, consideramos que, incluso mantendo o esquema inicial, existen respostas para os aspectos criticados, tal e como expoñemos a continuación.

En canto á primeira crítica, é certo que a PE amosa a dependencia da biocapacidade allea que teñen os países/cidades/rexións densamente poboadas e con alto niveis de consumo (Rees, 2006b). Isto non significa que exista un sesgo anticomercio, senón, simplemente, a constatación desta realidade.

Debemos lembrar que non se critica o comercio *per se*, senón aquel que se instrumenta exclusivamente en base a criterios económicos, sen considerar restrición ambiental algunha. Un comercio equilibrado, baseado no intercambio de excedentes ecolóxicos é considerado positivo, podendo ser, nalgúns casos, necesario para o logro da sustentabilidade (Rees, 2006b)<sup>178</sup>. A biocapacidade empregada por unha poboación, non está dispoñible para outra, de modo que todas as poboacións humanas están a competir pola capacidade produtiva dispoñible no planeta. O aumento da demanda de biocapacidade de países con déficit ecolóxico faise a costa de privar a outros dos seus recursos.

A maiores, queremos resaltar algunhas características do indicador que, na nosa opinión, poñen en dúbida o sesgo anticomercio. Debemos lembrar que a PE estima o consumo dos habitantes dun determinado territorio partindo da súa produción, á que se

---

**178** Rees (2006b) introduce na análise o concepto de nivel de dependencia de comercio óptimo, empregado para explicar a súa opinión a respecto do papel do comercio na PE.

engaden as  $M$ , restando as  $X$ . Deste modo, un país que, nun mesmo ano, exporte toda a súa produción e non importe nada, tería unha pegada nula, independentemente de que unha parte da súa superficie produtiva se estea empregando para producir bens e servizos. ¿Significa isto que o comercio exterior é penalizado na PE?. É evidente que dependerá de como se use. Se un país é exportador neto, o comercio exterior contribúe a reducir a súa pegada. Pola contra, aqueles países ou rexións que utilicen o comercio para superar unha e outra vez as barreiras que capacidade de carga local impón, os importadores netos, si son penalizados, pois se considera que este comportamento non é sustentable.

En relación as suposta distribución equitativa das cargas ambientais e o papel da vantaxe comparativa ricardiana, (Wackernagel e Silverstein, 2000) sinalan que, dado que a demanda mundial non é constante, o incremento dos fluxos comerciais, máis que contribuír a unha mellor distribución das cargas ambientais, veu acompañado de incrementos do consumo que redundan en incrementos de PE, na medida que se facilita que determinadas rexións ou países excedan a súa biocapacidade, argumento que subscribimos totalmente. Por outro lado, cuestións como a existencia de rendementos decrecentes, a incerteza, ou a mobilidade do capital incumpren os supostos asumidos por Ricardo, propiciando que a teoría ricardiana non se cumpra (Daly e Coob Jr., 1989).

A terceira crítica menciona algunhas cuestións negativas que, de acordo aos autores acontecería si se establecen restricións ao comercio exterior (cambios nas relacións internacionais, conflitos entre países,...). Non sabemos en que medida as súas predicións serán certas, se ben cabe realizar dous comentarios. En primeiro lugar, debemos recordar que a economía non é un obxectivo en si mesmo, senón que o sistema económico é un medio que organiza o acceso aos recursos. A satisfacción das necesidades dos cidadáns está condicionada a que exista un medio ambiente saudable, capaz de proporcionar os ben se servizos que os humanos precisamos. O logro dun modo de vida sustentable no é unha tarefa doada sendo precisos cambios no estilo de vida dos cidadáns, nas relacións internacionais e en tódolos ámbitos nos que intervimos os humanos. Simplemente é unha necesidade.

En segundo lugar, o comercio de recursos está a provocar o deterioro ambiental de moitas rexións que se ven obrigadas a satisfacer a demanda dos países importadores netos a costa do seu medioambiente. Cuestións como o incremento da pobreza, aumen-

to do número de refuxiados ambientais, a intensificación dos fluxos migratorios sur-norte, ou a aparición de conflitos cos países que queren recuperar a soberanía dos seus recursos naturais (UNFPA, 2001), teñen parte da súa orixe no modo en que se organizan as actividades comerciais do planeta. Mentres que non sabemos o que acontecería se o comercio internacional se ordenara de modo diferente, os efectos negativos da situación actual están claramente constatados.

Van der Bergh e Verbruggen, sinalan tamén que a PE non é capaz de distinguir se os recursos importados foron obtidos de modo sustentable ou insustentable. Esta crítica pode ser certa ou non. Se o termo sustentabilidade se refire a que o indicador non describe os procesos produtivos empregados na obtención de cada ben (grado de uso de fertilizantes, praguicidas...), é certa, e extensiva a tódolos bens, non só aos importados ou exportados. Tendo en conta que para Wackernagel e Rees o desenvolvemento sustentable require que o consumo non exceda a capacidade de rexeneración da biosfera, a afirmación é manifestamente falsa.

A PE de calquera ben indica a demanda de superficie asociada ao seu consumo, a información necesaria para poder avaliar se a poboación estudada é sustentable. Bens con pegadas elevadas son menos sustentables que aqueles cuxo consumo require menos superficie, polo que se ofrece información relativa á sustentabilidade de cada ben, de acordo aos obxectivos do indicador.

En canto á derradeira cuestión, compartimos no fundamental a posición de Lenzen e Murray (2001). O uso de rendementos globais ten sentido nun contexto onde se comparen tanto a PE, como o déficit ou excedente de diferentes rexións. Deste modo un mesmo ben esta valorado coa mesma produtividade en tódolos casos<sup>179</sup>, orixinando os diferentes estilos de vida as diferenzas entre as pegadas das poboacións estudadas.

Na nosa opinión, os estudos de PE poden responder a diferentes finalidades e necesidades. Nalgúns casos, pode ser interesante comparar as pegadas de diferentes países ou rexións, para constatar como as diferentes características socioculturais dos seus habitantes, as diferentes políticas económicas e medioambientais, o nivel de renda, etc

---

**179** Que non necesariamente debe ser a media mundial de cada produto, inda que é a primeira opción de Wackernagel e Rees.

inflúen no consumo dos cidadáns e, polo tanto, na demanda de biocapacidade. Así mesmo, ten sentido estudar en que medida cada país se excede ou non da súa capacidade de carga dispoñible. Esta perspectiva é a adoptada nos informes bianuais IPV.

Desde outro punto de vista pode ser interesante estimar PE dunha rexión para obter información que, con outros indicadores, poda ser empregada para formular políticas medioambientais ou tomar determinadas decisións relacionadas co medioambiente. Nese caso, tería menos sentido considerar o papel do comercio exterior. Noutros traballos, (Carballo Penela e Villasante, 2007) propuxemos diferenciar dúas perspectivas do indicador, a pegada da produción e do consumo<sup>180</sup>.

A pegada da produción eliminaría da análise o comercio exterior, recollendo a demanda de superficie precisa para producir os bens e servizos obtidos nun país, nun determinado período de tempo, sendo útil para tomar decisións a respecto dese territorio. Igualmente, consideramos interesante ofrecer información da PE estimada empregando rendementos locais e globais. Dado que os rendementos locais reflicten cuestións como a produtividade natural e as diferentes prácticas de xestión de cada superficie, recollen con máis precisión o que acontece na realidade estudada. O seu uso estaría xustificado en pegadas que se empreguen na toma de decisións a respecto dun determinado territorio.

Deste modo, a estimación da PE dunha rexión podería incluír a información que amosa a táboa seguinte:

**Táboa 2.19.** Matriz de PE

	Pegada da produción (1)	Pegada das M (2)	Pegada das X (3)	Pegada do consumo (1)+(2)-(3)
Rendementos globais	Non axeitado			Comparacións entre países
Rendementos locais	Decisións territorio			Non axeitado

**Fonte:** Elaboración propia.

<sup>180</sup> Se ben a PE está referida ao consumo, o termo “pegada da produción” é empregado en diferentes traballos nos primeiros anos de vida do indicador (Wackernagel e Yount, 1998, 2000). Posteriormente, adquirirá máis protagonismo, ao incorporarse a análise do comercio exterior.

Consideramos que deste modo se poden evitar algunha das críticas sinaladas que, nalgúns, casos xorden debido á non consideración de diferentes finalidades para o indicador. En contra desta proposta, podería alegarse que para cada poboación estudada se obteñen varias pegadas, o cal, sen lugar a dúbidas, é certo. Isto non debe representar problema algún, si se é consciente do significado de cada pegada e o contexto no que se debe aplicar.

Por outro lado, o uso de indicadores que se aproximen a unha determinada variable desde diferentes perspectivas non é novo en economía. PIB e PNB son macro-magnitudes diferentes que recollen a produción dun país. Coinciden en moitos puntos, ao igual que se diferencian noutros. Na medida en que as diferenzas son coñecidas, non hai problema en usar un ou outro, en función da súa adecuación a un uso específico.

#### **Crítica 4. Sobre o modo de considerar os impactos derivados do uso de enerxía, particularmente, as emisións de CO<sub>2</sub>**

O modo en que se inclúe o consumo de enerxía na pegada é outra das cuestións que suscitaron máis críticas. As principais son as seguintes:

- 1.** Asímesse que calquera cantidade de CO<sub>2</sub> emitida é insustentable (Van der Bergh e Verbruggen, 1999a). Isto redundna na grande importancia no total da pegada da enerxía, especialmente nos países de ingresos altos<sup>181</sup>.
- 2.** A absorción dos bosques é só un dos moitos métodos para compensar as emisións de CO<sub>2</sub>. Wackernagel e Rees asumen que a reforestación é a única estratexia para reducir as emisións de CO<sub>2</sub>. (Van der Bergh e Verbruggen, 1999a).
- 3.** Críticase que, implicitamente, o método asume que nun mundo sustentable a enerxía será obtida a partir dos combustibles fósiles, queimados en tal cantidade que as emisións xeradas sexan absorbidas pola vexetación do territorio (Ayres, 2000).

---

**181** Na actualidade, a pegada derivada do consumo de enerxía supón o 51,6%da pegada global, acadando o 63,1 % no caso dos países de ingresos altos (WWF, 2006).

4. Pode que non exista a superficie suficiente para absorber as emisións, polo que o escenario suxerido non é sempre tecnicamente viable (Van der Bergh e Verbruggen, 1999a).
5. Só se consideran as emisións dun único gas de efecto invernadoiro, o CO<sub>2</sub> (Van der Bergh e Verbruggen, 1999a; Ayres, 2000).
6. É tamén criticado o modo de rexistrar a enerxía incorporada aos fluxos comerciais. Sinalase que, de acordo ao axuste proposto, podería darse o paradoxo de que un país tente reducir a súa pegada exportando bens intensivos no consumo de enerxía, empregando neste labor os seus recursos enerxéticos, soportando ao mesmo tempo os efectos medioambientais da produción de enerxía. Igualmente, a pegada sería menor si se importan bens cun contido enerxético máis baixo (Ibáñez 2001; Mayor et al. 2003).

Á hora de analizar as críticas sinaladas, é importante lembrar que o indicador pretende obter unha foto da realidade que non destaca pola súa precisión, senón pola capacidade de recoller axeitadamente as principais tendencias do medio ambiente da realidade estudada. Partindo desta visión, a pegada do consumo de enerxía, simplemente trata de amosar que as emisións de CO<sub>2</sub> son un problema relevante, con especial incidencia na modificación do clima (Rees, 2006b). É certo que existen outras alternativas técnicas para absorber CO<sub>2</sub><sup>182</sup>, se ben a curto prazo a biomasa é a única forma de absorber cantidades importantes (Rees 2006b).

Dito isto, o feito de que a pegada asociada ao consumo de enerxía sexa elevada en termos relativos non nos parece criticable *per se*. A crítica podería xurdir si se considera que existen erros na súa contabilización, como expoñen os seguintes comentarios, mais non polo feito de que acade un ou outro valor. Por outro lado, Rees (2006b) afirma que o uso de enerxía xera pegadas elevadas debido ás leis da termodinámica, e non por deficiencias no método adoptado. A PE simplemente reflectiría a importancia da enerxía na sociedade industrial.

---

**182** Por exemplo, Ayres (2000) sinala a posibilidade de licuar o CO<sub>2</sub> e bombealo ao océano ou en xacementos onde o se extraeu o gas.

Tampouco pensamos que o método asuma que a reforestación é a única posibilidade para reducir as emisións de CO<sub>2</sub>, senón un modo de transformalas en superficie e amosar que xeran PE. Kitzes et al., (2007) sinalan especificamente que esa interpretación da área de absorción de CO<sub>2</sub> non é correcta. A medida que o método avanza, demostrouse que a crítica carece de sentido, e ao igual que se descuentan das emisións totais as absorbidas polos océanos, nada impide que se resten das emisións incluídas na pegada as absorbidas doutro modo.

Por outro lado, a proposta dunha medida para paliar un determinado dano, non significa que ese dano sexa desexable. Seguindo o argumento de Ayres (2000), a plantación de árbores despois dun lume, significaría que o lume é a situación desexada, cando, normalmente debe ser o todo o contrario: a consideración da capacidade de absorción dos bosques é máis unha forma de transformar as emisións en superficie, non unha proposta de comportamento desexado. O verdadeiramente relevante é que a PE penaliza as emisións de CO<sub>2</sub>.

Este erro interpretativo mantense nas críticas que sinalan que moitos países poden non dispoñer da superficie forestal necesaria para absorber as emisións xeradas. En primeiro lugar, a área de absorción de CO<sub>2</sub> é unha superficie hipotética, e non real (Chambers, 2001). A maiores, a consideración dun único uso para todas as superficies presentes na PE, incluíndo os bosques implica que non existe biocapacidade que contrarreste a pegada xerada pola área de absorción de CO<sub>2</sub>. Desde outro punto de vista, se non se emite non é preciso plantar árbores.

Estamos de acordo coas críticas referidas á consideración dun único gas. Na medida en que os coeficientes de quecemento potenciais elaborados polo IPCC (IPCC, 2007), permiten a conversión das emisións doutros gases no CO<sub>2</sub> equivalente, esta conversión non resulta dificultosa tecnicamente, permitindo aumentar a utilidade do indicador como ferramenta para a loita contra o cambio climático. Neste caso a área de absorción tería máis importancia, o que pode que sexa un motivo valorado para a súa exclusión.

Tamén nos parece correcta a argumentación mantida por Ibanez (2001) e Mayor et al., (2003). Incluso cabería engadir que tal axuste afasta o consumo real do que recolle á pegada, tanto polas diferenzas entre o consumo real de enerxía e a que recollen os factores de intensidade enerxética aplicados, como no caso de que as X/M se realicen

nun ano distinto no que ben en cuestión se produce e, polo tanto, ten lugar o consumo de enerxía<sup>183</sup>.

**Crítica 5.** A PE non distingue o uso sustentable e insustentable da superficie, asumindo que os usos actuais da superficie son sustentables

A PE estima a demanda de superficie comparando o consumo de recursos coa súa produtividade. Isto implica que as superficies máis produtivas terán pegadas menores que as menos produtivas. Este esquema esquece que a maior produtividade pode ser acadada de modo insustentable, por exemplo, empregando excesivamente fertilizantes e pesticidas. Isto significa que poboacións con pegadas baixas poden estar empregando a superficie de modo insustentable, mentres que outras con pegadas maiores poden ser máis sustentables (Fiala, 2008). Asímeso, por tanto, que o uso actual da superficie é sustentable, o que implica unha minusvaloración da superficie necesaria para unha produción verdadeiramente sustentable (Wackernagel e Rees, 1996).

O problema non existiría se á análise proposta fose capaz de reflectir a degradación da superficie derivada das prácticas insustentables. Non obstante, esta tarefa resulta complexa, sinalando na Limitación 2 a dificultade de incluír na pegada, os efectos de determinados poluíntes. Incluso se fose posible, os resultados poderían incrementar notablemente a pegada, o que lle restaría credibilidade<sup>184</sup>. Máis que capturar o efecto exacto, trátase que detectar correctamente “o sentido do indicador, sen facelo de modo intimidatorio” (Rees, 2006b, 9).

Por outro lado, a longo prazo o uso insustentable da superficie repercutirá nunha menor produtividade, incrementando a PE e/ou reducindo a biocapacidade (Barrett, 2001).

---

**183** Supoñamos o caso dun automóbil producido en España no ano  $x$  e que precisou 100 GJ de enerxía. Se o automóbil se exporta a Estados Unidos no exercicio  $x+1$ , a pegada do ano  $x$  asociada ao consumo de enerxía dos españois incorpora os 100 GJ, que se descontan na pegada de  $x+1$ , cando o ben se exporta a Estados Unidos, incorporándose ese ano ao consumo de enerxía realizado polos estadounidenses. Se ben non existe dobre contabilidade, existe un desfase temporal que, dependendo da cantidade de bens que estean nesta situación, pode ser importante.

**184** Se, por exemplo, a agricultura intensiva erosiona o solo 10 veces máis rápido do que se rexenera, habería que multiplicar a pegada por 10.

### **Crítica 6. A consideración da superficie bioloxicamente produtiva (SBP)**

Lenzen e Murray (2001, 2003) e Lenzen et al., (2003) apuntan que existe subxectividade á hora de determinar a SBP que é empregada polos humanos. Sinalan que, por exemplo, desertos e polos son, nalgúns casos, empregados polos humanos, directa ou indirectamente (Lenzen e Murray, 2001)<sup>185</sup>, están fóra da análise de PE.

Adoptando un argumento similar, Venetoulis e Talberth (2008), destacan que a totalidade da superficie do planeta debe formar parte da SBP. Resaltan que ao considerar a biocapacidade en termos do uso humano directo de superficie, o indicador céntrase exclusivamente no estudo das demandas e necesidades humanas. Por outro lado, desde a perspectiva da análise de PE, non importa o que acontece coa superficie non considerada produtiva, entre a que se poden incluír montañas, desertos, tundra...

En canto ao argumento de considerar unha maior SBP, repasemos algunhas das cifras relevantes neste sentido. A superficie do noso planeta acada algo máis de 51.000 millóns de hectáreas, dos que uns 36.300 millóns de hectáreas están ocupadas por océanos (Talberth et al., 2006). As restantes 14.700 hectáreas inclúen as augas continentais, 400 millóns de hectáreas (WWF 2004, 2006) e a superficie terrestre, uns 14.300 millóns de hectáreas. Os estudos actuais (Kitzes et al., 2007c; WWF, 2006) consideran unha SBP terrestre de 8.800 millóns de hectáreas, o 61,5 % do total terrestre, excluindo o 38,5%. Esta última porcentaxe inclúe desertos, polos e outra superficie considerada improdutiva. É certo que esta superficie pode ter usos humanos, importantes nalgúns países, pero non na maioría.

A maior exclusión de SBP prodúcese ao considerar só a superficie oceánica ocupada polas plataformas continentais, cuxa superficie se estima en 1.900 millóns de hectáreas, algo máis do 5% do total ocupado por mares e océanos. Debemos lembrar, unha vez máis, que a finalidade da análise é reflectir as principais cuestións relacionadas coa

---

**185** Lenzen e Murray (2003) sinalan que existen poboacións indíxenas que durante miles de anos viviron en desertos. Por outro lado, as zonas áridas e semiáridas poden ser utilizadas para a minería e o pastoreo.

oferta e demanda de biocapacidade. A consideración da SBP nos termos que fai na actualidade, cumpre este obxectivo, sen que isto impida que, no caso de que o indicador se empregue para tomar decisións a respecto dun determinado territorio, se afonde máis, incluíndo, se fose necesario, máis SBP.

Venetoulis e Talberth (2008) acertan ao afirmar que o indicador contabiliza unicamente a demanda humana de biocapacidade, pois ese é o seu obxectivo. Neste sentido é antropocéntrico, tal e como Wackernagel e Rees recoñecen. Por outro lado, a consideración de só produtos con utilidade para os humanos é a principal razón de que a análise de PE amose sobrepasamento (Kitzes et al., 2007a).

En canto á exclusión da situación medioambiental dos danos sufridos pola superficie non considerada produtiva, calquera consumo humano, independentemente de onde se orixine, ten repercusión na PE, polo que a afirmación é certa desde o punto de vista da biocapacidade. A destrución de ecosistemas que non están dentro da SBP non tería efectos directos na análise, se ben podería influír na produtividade doutros próximos que si sexan considerados SBP.

### **Crítica 7. A análise de PE non distingue o grao de alteración da superficie**

O método composto homoxeneiza as diferentes superficies que compoñen a PE en función da súa produtividade, de modo que todas teñan a mesma capacidade para producir biomasa con uso humano<sup>186</sup>. Sen embargo, non se considera o grao de alteración de cada superficie, a desviación respecto ao seu estado inicial, independente da produtividade (Van der Bergh e Verbruggen, 1999a)<sup>187</sup>. Incluso dentro dunha mesma superficie, poden existir diferenzas, en función da intensidade da degradación sufrida (Lenzen e Murray, 2003).

A estimación da PE parte do consumo dos habitantes do territorio estudado,

---

**186** Esta agregación é considerada arbitraria por autores como Van Kooten e Bulte (2000) ou Van Vuuren e Bouwman (2005).

**187** Cada GHa ten o mesmo peso, independentemente do tipo de superficie.

transformado á superficie necesaria para obter os bens consumidos. De aí que a obtención de hectáreas de igual produtividade sexa unha cuestión imprescindible, pois doutro modo, a capacidade de producir de dúas pegadas iguais cuantitativamente, podería ser diferentes.

Dito isto, é certo que a capacidade de producir biomasa non indica o impacto de cada tipo de superficie no medio ambiente, ou da desviación a respecto do seu estado inicial, como ben apuntan Van der Bergh e Verbruggen. Aparentemente a inclusión na análise de factores de ponderación en función do grao de alteración, como propoñen Lenzen e Murray (2001), podería ser útil. Sen embargo, considerando os principios nos que se basean Wackernagel e Rees para elaborar o indicador, existen dúas cuestións a ter en conta.

A primeira, ten que ver co incremento da complexidade do método. Lembremos que a simplicidade e a facilidade para ser comprendido son dous puntos fortes importantes, que se verían afectados si se introducen este tipo de factores.

En segundo lugar, a consideración do grao modificación dos ecosistemas polos humanos presenta algún problema dentro do esquema da PE. Wackernagel e Rees consideran como SBP a superficie cultivable, pastos, bosques e superficie do mar, polo que, dende a perspectiva da PE cabe pensar que este tipo de superficie son os ecosistemas no seu estado inicial. Sen embargo, estas superficies foron obxecto de transformacións polos humanos, o que resta sentido cabe á consideración da alteración de cada superficie a respecto do seu estado inicial, como propoñen os críticos.

Se o que se desexa é facer correccións na biocapacidade, para reflectir a intensidade coa que se usa cada superficie<sup>188</sup>, atopámonos co problema de valorar intensidade da degradación de modo obxectivo, tal e como recoñecen Lenzen e Murray (2001, 239). A ausencia de estatísticas que reflectan diferentes intensidades ou usos para cada superficie, pode ser un problema adicional.

---

**188** Lenzen e Murray (2001) sinalan que en países como Australia ou Brasil, a biocapacidade supera amplamente á PE. Sen embargo, trátase de superficie altamente degradada en proporcións altas, polo que a reserva ecolóxica non é real.

### Crítica 8. As cuestións sociais na PE

As posibles implicacións sociais derivadas dos resultados que ofrece o indicador son unha cuestión habitualmente criticada. Rees (2006b) sinala que algúns autores rexeitan o uso para o deseño de políticas da PE porque non incorpora ningún factor socioeconómico. Desde outra perspectiva, Levett (1998) critica a elección normativa derivada do concepto de *fair share*, que reparte equitativamente a biocapacidade do planeta entre todos os cidadáns.

A pesares de que a vertente social do desenvolvemento sustentable ten unha presenza importante no deseño do indicador, as críticas recibidas parecen obrigar aos autores a restrinxir o seu uso ao eido da sustentabilidade ambiental. Renúnciase expresamente ao concepto de *fair share*, admitindo que esta decisión trata de salvar as críticas ao seu posicionamento normativo (Wackernagel 1998b), e que a asignación de recursos é unha cuestión política que se debe tomar considerando o que a sociedade considera equitativo (WWF, 2006). Ao mesmo tempo, insítese en que a denominación “pegada ecolóxica”, indica que o método trata de xerar un índice ecolóxico humano, non un indicador social Rees (2006b), polo que este tipo de cuestións deben ser introducidas na análise de sustentabilidade empregando outro tipo de ferramentas.

Na nosa opinión, que coincide coa que Wackernagel e Rees manifestan en diferentes traballos, os resultados da análise poden ser un elemento a considerar no deseño de políticas sociais. Concretamente, destacamos as seguintes cuestións:

- 1.** O indicador amosa como as rexións de elevados ingresos manteñen o seu benestar material a costa da biocapacidade dos máis pobres (Wackernagel e Rees, 1996).
- 2.** Mostra que os ecosistemas impoñen restricións á hora de tomar medidas encamiñadas á redución das desigualdades sociais, sen que sexa posible que tódolos habitantes do planeta podan acadar niveis de consumo como os existentes nos países máis desenvolvidos.
- 3.** Pon de manifesto a contribución do libre comercio á insustentabilidade global, visualizando claramente o grao en que os países desenvolvidos superan a súa biocapacidade (Wackernagel e Silverstein, 2000).

### **Crítica 9. A PE non considera as melloras tecnolóxicas**

Esta crítica relaciónase coa Limitación 1. Insistimos en que certo a análise de PE non produce unha aproximación dinámica das condicións de cambio. Sen embargo, lonxe de ignorar a tecnoloxía, a PE permite comparar os actuais requirimentos ecolóxicos e restricións con aqueles que resultarían se determinada melloras foran implementados. (Wackernagel e Rees, 1996).

### **Crítica 10. A interpretación dos sobrepasamento**

Un dos obxectivos principais da análise de PE é amosar que existe sobrepasamento ou, noutros termos, que o consumo de recursos e a xeración de refugallo actuais supera aos valores sustentables.

Os resultados actuais, considerando a suma de todas as compoñentes da PE, confirman esta hipótese, permitindo cuantificar o sobrepasamento. Sen embargo, á análise detallada de cada superficie, indica que só nun caso, a pegada derivada do consumo de enerxía, se produce ese resultado. As características dos cultivos e produtos asociados aos pastos impiden o sobrepasamento destas superficies. En canto ao consumo de madeira e produtos pesqueiros sería posible, pero non se constata.

Neste último caso, dado o estado de sobreexplotación de numerosas especies, resulta problemático que non se mostre sobrepasamento, sen que, polo momento os cambios metodolóxicos propostos por Wackernagel e seguidores teñan solucionado este problema (GFN, comunicación persoal; Venetoulis e Talberth, 2008).

Por outro lado, se ben opinamos que a degradación medioambiental global supera amplamente o nivel desexable, o certo é que a análise de PE non incide na determinación dun *stock* óptimo de capital natural, o que da lugar a que algúns autores sinalen que reducións no *stock* actual de capital natural non teñen porque ser perxudiciais (Van Kooten e Bulte, 2000), si se detén o sobrepasamento posteriormente.

Adicionalmente, non se incide na cuestión do papel xogado polos excedentes de anos anteriores, o que, polo menos teoricamente, podería ter incidencia na contía real

do sobrepasamento. A explicación deste tipo de cuestións bótase de menos nos diferentes traballos o que, na nosa opinión, é criticable.

#### **2.7.4. Algunhas reflexións a respecto do indicador**

A comparación das críticas e limitacións, cos puntos fortes sinalados, é un bo punto de partida para realizar unha avaliación do indicador. Os puntos fortes sinalan capacidades xerais relacionadas coas asuncións metodolóxicas implícitas, os obxectivos buscados, e a difusión dos resultados. As limitacións e críticas teñen que ver, maiormente, con cuestións moito máis concretas, relativas ao modo de reflectir determinadas cuestións e a utilidade do indicador. Mentres os defensores da PE o ven como un medio poderoso para introducir e difundir cuestións relacionadas coa sustentabilidade medioambiental en ámbitos onde habitualmente non está presente, os críticos tenden a avaliálo comparándoo cun hipotético indicador inexistente, que reproduce perfectamente a realidade á que se refire.

A PE trata de sintetizar determinados comportamentos reais, recollendo os aspectos esenciais das variable(s) analizadas. Neste caso, búscase un “indicador resumo”, un índice que ofrezca información a respecto da sustentabilidade ambiental dunha poboación, a partires da relación do consumo de bens e servizos realizado polos humanos e a superficie asociada, coa apropiación de superficie dispoñible. O seu principal obxectivo e a determinación da existencia, ou non, de sobrepasamento.

Máis que centrarse en elaborar unha ferramenta que capture un gran número de cuestións relacionadas coa sustentabilidade, o relevante é que o indicador en cuestión sexa capaz responder correctamente ás preguntas que se formula, cousa que, na nosa opinión, a PE realiza aceptablemente.

Por outro lado, adóitase considerar unha única versión do indicador e tamén unha única finalidade. Non vemos inconvincente ningún en estimar diferentes versións da en función do uso que se lle vaia a dar ao indicador. A súa aplicación para elaborar políticas a respecto dun determinado territorio (un uso) podería realizarse considerando unha pegada que reflecta o impacto da produción de bens e servizos no territorio estudado apli-

cando rendementos locais. Incluso podería realizar un cálculo adicional en hectáreas reais, pois pode ser útil obter información real de cada tipo de superficie, sen necesidade de agregacións. Na realización de comparacións da PE de diferentes países ten máis senso a consideración do consumo dos seus habitantes e o emprego de rendementos globais.

A continua discusión a respecto de se a PE é un indicador cunha única capacidade, informar sobre a insustentabilidade global, ou, pola contra, pode subministrar información útil á hora de analizar a sustentabilidade medioambiental de territorios (Ayres, 2000; Van der Bergh, 1999ab), non está correctamente formulada, ao ignorar este tipo de cuestións.

A obtención de diferentes versións do indicador non debe significar ningún problema, sempre que se expliciten os supostos aplicados, ao igual que sucede con outro tipo de indicadores, como os mencionados PIB, PNB, RNB...

En todo caso, máis alá do debate existente, existen 3 cuestións sobre a contribución da PE ao debate da sustentabilidade sobre as que parece existir consenso:

- 1.** Mide a dependencia humana dos ecosistemas (Chen et al., 2007).
- 2.** Mide esta dependencia considerando as necesidades de capital natural dunha determinada poboación ou economía (Wackernagel e Rees, 1997) proporcionando un criterio para documentar o sobrepasamento.
- 3.** Relaciona as cuestións ambientais con variables socioeconómicas, como as tendencias demográficas, a expansión económica, cambios na eficiencia no consumo de recursos e a prosperidade económica (Wackernagel et al., 2004b).

---

## **CAPÍTULO 3.**

### **A PEGADA ECOLÓXICA CORPORATIVA**

#### **3.1. A SUSTENTABILIDADE DESDE UNHA PERSPECTIVA CORPORATIVA**

A aplicación do concepto de desenvolvemento sustentable ao ámbito empresarial avanzou notablemente nos últimos anos, especialmente a partires da publicación do Informe Brundtland en 1987.

O obxectivo deste capítulo non é facer unha revisión exhaustiva do coñecemento xerado nestes anos, senón facer mención das principais cuestións que xorden neste eido, coa dobre finalidade de entender porque a PE se aplica a organizacións e empresas, así como facilitar a comprensión de cuestións que agromarán na explicación das diferentes alternativas metodolóxicas existentes.

Se ben o debate teórico arredor do modo de acadar un modelo de desenvolvemento sustentable non está pechado, o certo é que, o seu logro, precisa da participación de todos os niveis da sociedade, incluíndo a cidadáns, empresas, administracións públicas e, en xeral, a todas as actividades desenvolvidas polos humanos, calquera que sexa a súa natureza.

As empresas e organizacións non deben quedar ao marxe deste proceso, evitando que o modo no que desempeñan as súas actividades obedeza exclusivamente a criterios económicos e/ou financeiros. Probablemente as raíces da insustentabilidade teñen unha natureza social e política, mais as corporacións contan con suficientes recursos, tecnoloxías, visión global e motivación para avanzar cara o desenvolvemento sustentable (Hart, 1997).

A implicación empresarial na busca deste obxectivo incrementouse nas últimas décadas. Por un lado, tense desenvolvido lexislación que require que as compañías informen a respecto de cuestións relacionadas coa sustentabilidade, incluíndo lexislación concreta en materia medioambiental.

Ao mesmo tempo, a demanda dunha maior transparencia e compromiso por parte

dos axentes cos que se relacionan as organizacións, xunto coa consciencia de que as relacións con diferentes colectivos (accionistas, clientes, traballadores, a comunidade...) e o medio ambiente forman parte do valor da empresa, propician que desde unha perspectiva interna se valoren este tipo de cuestións<sup>1</sup>, antes esquecidas, sendo precisos instrumentos que permitan comunicar os avances nestes eidos. Tal e como sinalan GRI (2006, 3) “*a transparencia sobre a sustentabilidade das actividades das organizacións, interesa ás partes interesadas (stakeholders), incluíndo empresas, traballadores, ONG’s, inversores, e outros*”.

Así mesmo, a intensificación dos procesos de globalización da década dos 90 propiciou o enterramento das fronteiras nacionais, reducindo as distancias e o tempo, o que contribúe a incentivar a competencia das empresas. Neste contexto, búscanse novas ferramentas para xestionar os beneficios e riscos e protexer as marcas, decatándose de que a responsabilidade social permite diferenciar ás compañías, contribuíndo a ser máis produtivo e competitivo: (CC, 2002). Considérase que a xestión da sustentabilidade adoptando unha óptica proactiva ten repercusións directas e positivas na competitividade do negocio (Schaltegger e Wagner, 2006).

Botando unha ollada cara o pasado máis recente, xa na década dos 80, a preocupación por cuestións corporativas relacionadas co medio ambiente adquire certa relevancia, publicándose os primeiros informes medioambientais, ademais de incorporar, pouco a pouco, cuestións relacionadas coa vertente social da sustentabilidade. Posteriormente, xorden as memorias de sustentabilidade, que acadan nunha notable relevancia tanto no proceso de comunicación cos actores que se relacionan coas organizacións, como na integración das variables relacionadas coa sustentabilidade na toma de decisións (Gili et al., 2005).

Este proceso foise consolidando pouco a pouco, acadando difusión en todo o mundo, de modo que, na actualidade, acadáronse avances significativos na aplicación do concepto de sustentabilidade a organizacións, agromando unha “nova” filosofía empresarial denominada responsabilidade social corporativa (CSR)<sup>2</sup>.

---

**1** Incluso os mercados financeiros valoran positivamente este tipo de cuestións, existindo cada vez unha maior demanda de fondos de carácter ético, social ou medioambiental (GRI, 2002).

**2** Outras denominacións da CSR son “responsabilidade social” (*social responsibility*), “boa cidadanía cor-

Resulta difícil definir o concepto de CSR, existindo distintas visións. Autores como Asongu, (2007) consideran que a CSR non é algo novo, senón que é tan antiga como as propias empresas e os seus negocios. Desde esta perspectiva, afirmase que calquera medida adoptada para protexer os dereitos da sociedade fronte as actividades das empresas se inclúe dentro da CSR<sup>3</sup>. Definicións como as de Carrol (1979), que non fan mención explícita ao medio ambiente, acadaron tamén un éxito notable<sup>4</sup>.

Desde o noso punto de vista, a CSR é un fenómeno máis recente, relacionado tanto cunha maior consciencia empresarial a respecto da importancia de cuestións sociais e ambientais, como, sobre todo, coa convición de que a xestión do desenvolvemento sustentable, nas súas catro vertentes, é unha ferramenta competitiva de grande potencial. Partindo desta premisa, parécenos axeitada a definición de (CE, 2001a, 7) quen afirma que a CSR unha filosofía de xestión empresarial caracterizada pola *“integración voluntaria nas operacións comerciais e nas relacións coas partes interesadas das compañías de cuestións sociais e medioambientais”*.

Esta perspectiva, incide na voluntariedade e intencionalidade da CSR, sen que as medidas adoptadas polas organizacións e empresas estean limitadas polo cumprimento da lexislación vixente: trátase de ser un “bo veciño dentro dunha comunidade” que neste caso inclúe traballadores, clientes, provedores, o medio ambiente e calquera que se vexa afectado polo comportamento dunha empresa ou organización. Por outro lado, esta visión da CSR reflicte claramente a necesidade de que as organizacións consideren as vertentes social e medioambiental do desenvolvemento sustentable, xeralmente sen importancia xestión empresarial “tradicional”<sup>5</sup>.

---

porativa” (*good corporate citizenship*), responsabilidade corporativa (*corporate responsibility*) ou “responsabilidade empresarial” (*business responsibility*) (GRI, 2002).

**3** Por exemplo, o código establecido polo rei Hammurabi de Mesopotamia no ano 1.700 a.c., que condenaba a morte a construtores, granxeiros se pousadeiros cuxas actividades causaran a morte a outros cidadáns, sería un exemplo de CSR para Asongu (2007).

**4** Carrol (1979) define a responsabilidade social dos negocios aludindo ás expectativas económicas, legais, éticas e discrecionais que a sociedade ten das organizacións, sen mencionar explicitamente cuestións medioambientais.

**5** As diferentes visións da CSR propician unha ambigüidade conceptual similar á existente arredor do concepto de desenvolvemento sustentable. Frankental (2001) sinala que a CSR pode considerarse un concepto vago e intanxible que pode significar calquera cousa para calquera, polo que non ten significado efectivo.

Inda que non exista consenso a respecto do significado da CSR, o certo é que comeza a desenvolverse un marco de análise relacionado con cuestións que se relacionan con esta filosofía. Debemos ter en conta que, en moitos casos, trátase de incorporar á planificación e xestión das actividades empresariais temas ata o momento non considerados, sendo necesario o deseño de novos sistemas de información<sup>6</sup>.

Se ben en relación á planificación e xestión financeira están máis definidos e estandarizados os sistemas de xestión e información a empregar- a contabilidade financeira e os estados contables serían un bo exemplo do último caso- agora é necesario introducir novos métodos que nin sequera están deseñados e, aínda menos, estandarizados.

Cómpre destacar os avances en dúas cuestións 1) a elaboración de informes e outro tipo de documentos que permitan as organizacións comunicar os avances no eido da sustentabilidade corporativa, 2) e o deseño de sistemas de xestión medioambiental.

En relación á primeira cuestión, os esforzos céntranse na elaboración de guías que permitan que os informes de sustentabilidade sexan comparables, aplicables a diferentes tipos de organizacións, e permitan cuantificar os avances en cada unha das vertentes do desenvolvemento sustentable.

Así, existe certa variedade de guías e convenios que tratan orientar o deseño e elaboración de informes sobre o desempeño ambiental, social e económico das organizacións. Entre eles, podemos destacar as contribucións da Iniciativa de Informe Global (GRI, 2002, 2006), a norma AA1000 do Instituto de Contabilidade Ética e Social (AccountAbility, 2006) ou determinados traballos dentro da visión do *Triple Bottom Line* (TBL) (Wiedmann et al., 2007a; Wiedmann e Lenzen, 2007a)<sup>7</sup>. Outros, como o Grupo de Traballo Intergubernamental de Expertos en Estándares Internacionais de Contabilidade e Informes (ISAR) (UN, 2008) céntranse nas cuestións sociais e económicas,

---

**6** Cómpre responder preguntas como ¿en que medida reduzo un determinado impacto ambiental? ¿melloro o benestar dos meus traballadores?, sen que se saiba o método a empregar para obter as respostas buscadas.

**7** A denominación *Tripple Bottom Line* foi proposta por John Elkington en 1994 e amplamente difundida en Elkington (1997). Trátase dunha aproximación que defende ampliar o modo en que as corporacións se comunican coas partes interesadas, incluíndo nos seus informes cuestións relacionadas co desempeño social e ambiental. Máis información sobre o TBL e outros instrumentos de xestión e información da sustentabilidade corporativa no Anexo 3.

sen que as súas guías efectúen recomendacións específicas a respecto de cuestións medioambientais.

Este tipo de iniciativas coinciden no obxectivo de que os informes elaborados baixo as súas recomendacións sexan estandarizados, de modo que se poida realizar comparacións entre empresas. Por outro lado, existe un notable esforzo á hora de sinalar indicadores que permitan cuantificar, total ou parcialmente, os avances das organizacións no eido da sustentabilidade.

Así mesmo, trátase de guías cuxa aplicación é voluntaria, sendo alternativas entre as que as organizacións poden elixir para elaborar os seus informes, en moitos casos, compatibles e complementarias. O éxito acadado é variable, sendo as “Guías de sustentabilidade” da GRI o estándar que, probablemente, acadou unha maior aceptación<sup>8</sup>.

Por outro lado, organismos públicos e privados deseñan sistemas orientados a xestionar os impactos medioambientais das organizacións (Sistemas de xestión medioambiental, EMS) e os seus produtos. Estándares, como as series de normas ISO 14000 e, especificamente, a ISO14001 ou, cinguíndonos exclusivamente ao ámbito da Unión Europea o “Sistema de Ecoxestión e Auditoría” (EMAS) acadaron un grao de aceptación elevado. En ambos casos trátase de normas de actuación voluntarias que permiten ás organizacións o deseño dun sistema de xestión medioambiental, deseñando procedementos que permitan o establecemento de políticas e programas válidos para todo tipo de organizacións e empresas, independentemente do seu sector de actividade ou tamaño.

**Táboa 3.1.** Algúns exemplos de sistemas de xestión e certificación ambiental

	Centrado en organizacións	Centrado en produtos
Público	EMAS	Ecoetiqueta <i>Euro Flower</i> <i>German Blue Angel</i>
Privado	ISO 14001	FSC MSC

**Fonte:** Elaboración propia a partir de Schaltegger et al., (2003).

<sup>8</sup> Na actualidade, en torno a 1.000 corporacións teñen informado de que están a seguir as “Guías de sustentabilidade” da GRI.

Adoptando unha perspectiva diferente, sistemas de certificación relativos aos produtos como, por exemplo, a “Ecoetiqueta Ecolóxica da Unión Europea- Euro Flower”, o “German Blue Angel”, ou a ecoetiqueta promovida por organismos como o *Forest Stewardship Council* (FSC) ou o *Marine Stewardship Council's* (MSC), teñen acadado certa difusión na actualidade (Schaltegger et al., 2003). Tanto a demanda de información do impacto ambiental de bens e servizos por parte dos consumidores, como a posibilidade de diferenciar os produtos no mercado, contribúen ao éxito deste tipo de sistemas.

A aplicación de calquera destes estándares de información e sistemas de xestión é valorada positivamente polos inversores, de modo que un número crecente considera que a sustentabilidade é un factor clave para o éxito empresarial (DJI, 2008). De aí que existan índices bursátiles específicos, como os “Índices Dow Jones de Sustentabilidade” (DJSI) ou as “Series de Bos índices FTSE4”, que miden o desempeño das empresas que apostan pola sustentabilidade, facilitando os investimentos neste tipo de corporacións.

A pesares de que todas estas iniciativas constitúen importantes avances á hora de levar á práctica o concepto de CSR, non existen recomendacións estritas nese senso, o que deixa nas mans das organizacións o emprego, ou non, destas ferramentas, ademais do modo en que se aplican as elixidas.

A voluntariedade do proceso inflúe na adopción de indicadores que permitan a medición do desempeño medioambiental das organizacións. Os diferentes estándares propoñen unha serie de indicadores, que poden ofrecer resultados contraditorios, dificultando o diagnóstico a realizar<sup>9</sup>. Así, autores como Holland (2003) sinalan a falla dun instrumento que, empregando un enfoque holístico, sintetice a situación medioambiental das organizacións, e poda ser empregado tanto para a toma de decisións como para comunicarse cos accionistas, grupos de interese e a sociedade en xeral.

Se ben esta tarefa resulta complicada, xorde a posibilidade de empregar a PE con esta fin. Autores como Simmons e Chambers (1998); Simmons et al., (2000); Holland (2003); Doménech (2004a); Lenzen et al., (2003); Lenzen et al., (2006); Wiedmann e Lenzen (2006a); Wiedmann et al., (2007a) ou Murray e Day (2007), retoman posibili-

---

9 Por exemplo, a GRI propón 29 indicadores medioambientais (consultar o Anexo 3).

dade de aplicar a análise de PE a empresas e os seus produtos, aportando ideas ou desenvolvendo diferentes metodoloxías que permiten estimar a PE de organizacións.

### 3.2. CONCEPTO E OBXECTIVOS DA PEGADA ECOLOXICA CORPORATIVA (PEC)

Ata agora centrámonos na análise da PE na súa versión habitual, cuxo obxecto é avaliar a sustentabilidade dos habitantes dun determinado territorio. O método de cálculo foi pensado para esta realidade, sendo neste campo onde o indicador acadou máis difusión. Non obstante, as características da PE abren a porta a outro tipo de obxectivos, pois, sempre que existan consumos de recursos e/ou se xeren refugallos, existen os elementos necesarios para estimar unha pegada. Os propios Wackernagel e Rees (Wackernagel e Rees, 1996) destacaban esta posibilidade, sen, probablemente, ser conscientes de todos os avances que se desenvolverían nos anos posteriores.

No apartado anterior avanzamos algunhas cuestións relativas á sustentabilidade corporativa, sinalando a posibilidade de que a análise de PE se aplique a este nivel, medindo o desempeño medioambiental de empresas e organizacións. Agora, afondamos nalgúns cuestións a respecto da aplicación deste indicador a organizacións e empresas.

Cómpre aclarar, en primeiro lugar, que se entende por pegada ecolóxica corporativa (PEC), sendo este o principal obxectivo deste capítulo. Unha vez delimitado o concepto, seccións posteriores incidirán en cuestións relativas ás particularidades dos principais métodos de cálculo existentes.

Unha primeira cuestión a tratar, ten que ver co uso da denominación PEC. Neste estudo optamos por empregar unha denominación específica para referirnos a aplicación da PE a corporacións, pois como veremos, consideramos un indicador baseado na análise de pegada ecolóxica, pero diferente da PE<sup>10</sup>.

---

**10** A diferenciación entre PE e PEC non é habitual. A maioría dos investigadores neste campo, optan referirse á PEC en termos de pegada ecolóxica de empresas ou negocios (Chambers et al., 2001, Holland, 2003; Wiedmann e Lenzen 2006b; Wiedmann et al., 2007a), se ben nalgúns caso o método de cálculo difire substancialmente do proposto por Wackernagel e Rees. Doménech (2006, 2007) emprega o termo pegada ecolóxica corporativa, asumido por nos neste traballo.

A aplicación da análise de pegada a realidades diferentes podería realizarse sen realizar cambios na denominación do indicador. Non obstante, a análise da sustentabilidade de organizacións e empresas reviste unha serie de particularidades que, independentemente do método de cálculo empregado, afastan ao indicador elaborado da PE. O uso dunha denominación específica, PEC, deixa claro que se está a realizar análise de pegada ecolóxica, pero recollendo as particularidades da nova realidade á que se aplica o indicador, as corporacións.

Dito isto, cabe preguntarse que se inclúe nunha PEC. Non somos partidarios de ofrecer unha definición que delimite exhaustivamente o concepto, pois as diferentes alternativas metodolóxicas establecen matices que, a priori, impiden realizar unha delimitación precisa.

Comezaremos, polo tanto, cunha definición moi xenérica, para ir, pouco a pouco, destacando algunhas cuestións relevantes nas que existe consenso. Na exposición das alternativas metodolóxicas (apartado 3.4) quedarán reflectidos os diferentes matices que existen arredor deste concepto.

Inicialmente, podemos sinalar que a PEC baséase nunha análise deseñada para ser aplicada a poboacións, a análise de PE, levada ao ámbito das corporacións. Trátase de, sen cambiar a filosofía do indicador, aplicalo a unha nova realidade, recollendo as súas particularidades. Se ben esta definición pode parecer intranscendente, suscita unha primeira reflexión, ao redor do concepto de corporación.

A acepción máis empregada deste termo fai referencia a empresas de grandes dimensións, especialmente si se establece unha agrupación empresarial onde participen unidades de diferentes tamaños. Sen embargo, existe outra acepción máis xenérica, que inclúe no termo a todo tipo de organizacións compostas por persoas que, como membros a gobernan<sup>11</sup>.

Consideramos máis interesante esta segunda versión do termo. Así, a PEC, ten como obxecto de estudo as empresas, independentemente de cal sexa o seu tamaño, e organizacións, inda que non teñan ánimo de lucro. O indicador non se restrinxe só a

---

**11** As dúas acepcións existen tanto na Real Academia Galega da Lingua (<http://www.realacademiagalega.org/>) como na Real Academia Española (<http://www.rae.es/rae.html>)

empresas, ofrecendo unha alternativa para que as organizacións estuden o seu desempeño medioambiental. Os diferentes métodos de cálculo existentes, adoptan tamén esta perspectiva, inda que nalgúns casos, non se empregue especificamente a denominación pegada corporativa<sup>12</sup>.

Neste traballo, o uso da denominación PEC realízase neste contexto, considerando que as empresas e organizacións son os entes aos que se aplica o indicador. Isto significa que a PEC vaise centrar nos diferentes tipos de consumos e refugallos xerados polas corporacións, determinando a superficie que este tipo de entidades precisa.

Esta PEC, inicialmente expresada en unidades de superficie, as habituais Gha ou, si se quere, hectáreas físicas sen ponderar, pode relacionarse ou normalizarse considerando diferentes variables relacionadas coa xestión empresarial. Lembremos que a PE adoita expresarse en termos absolutos, mais tamén se relaciona coa poboación dos territorios que se estudan. Analogamente a PEC podería relacionarse cos traballadores da empresa, en certo modo, os habitantes do territorio estudado no caso de corporacións, se ben existen outras variables, con maior atractivo desde unha óptica empresarial.

Chambers e Lewis (2001) insisten no interese de normalizar o indicador en relación a variables como ingresos, número de clientes, beneficios ... pois sería unha forma de introducir cuestións medioambientais en elementos habituais presentes na xestión empresarial. Non obstante, a variable á que todas as metodoloxías que estiman a PEC fan referencia son os produtos, entendidos como os bens e servizos que producen organizacións empresas.

Os consumos e a xeración de refugallos efectuados polos cidadáns están encamiñados a satisfacer algún tipo de necesidade. As corporacións consumen para producir bens e/ou servizos. De aí que teña sentido relacionar a PEC coa produción das empresas. Sen entrar, polo momento, no modo de calcular a pegada de bens e servizos, é destacable que a denominación PEC adoita tamén referirse aos produtos das empresas

---

**12** Todos os métodos de cálculo que describiremos en seccións posteriores son válidos para empresas e organizacións. Algúns autores, como por exemplo, Doménech (2007), optan explicitamente pola denominación “pegada ecolóxica corporativa”. Outros como Wiedmann e Lenzen (2007a) ou Wiedmann et al., (2007a), empregan indistintamente as denominacións “PE de organizacións, negocios ou compañías”, aplicando a mesma metodoloxía en tódolos casos.

estudadas. Dea í que, nalgúns casos (Chambers e Lewis, 2001; Doménech, 2007; Wiedmann et al., 2007a), o indicador pode referirse tanto a empresas e organizacións como aos seus produtos. Noutros (Carbon Trust 2006a, 2006b, 2007) á pegada de organizacións e empresas identifícase explicitamente coa dos seus produtos.

Neste punto detemos a caracterización do indicador que pretendíamos facer, concluíndo que a PEC estuda a demanda de superficie asociada aos consumos e refugallo procedentes de organizacións, empresas e/ou os seus produtos. Unha vez definida a PEC, a seguinte cuestión a analizar relaciónase coa utilidade de aplicar un indicador baseado principios da PE a corporacións.

Unha cuestión previa a esta análise ten que ver co estudo das características que debe ter un indicador que pretenda ofrecer información da situación medioambiental de empresas e organizacións. Debemos ter en conta que, a pesares dos cambios sinalados na sección anterior, a xestión empresarial máis tradicional non lle outorgaba relevancia ou, directamente excluía as cuestións relacionadas co medio ambiente. Estamos, polo tanto, a ofrecer información sobre cuestións coas que moitos dirixentes de empresas non están familiarizados. É máis, incluso na actualidade, a nosa experiencia amosa que moitas empresas consideran que as cuestións relacionadas co medio ambiente xeran máis custos que vantaxes competitivas. Neste contexto, o éxito da introdución no ámbito corporativo de indicadores que informen de cuestións medioambientais está condicionado a que a ferramenta en cuestión cumpra unha serie de requisitos.

En primeiro lugar, os indicadores deben estar expresados en unidades que sexan comprensibles, tanto para os xestores como para outros colectivos aos que a información que proporciona pode interesar (accionistas, posibles inversores...). Dado que os resultados obtidos van ser transmitidos a diferentes grupos de persoas, debe ser doado comunicar esa información.

Así mesmo, considérase positivo o uso de indicadores que sinteticen diferentes impactos, pois traballar cun número elevado de indicadores pode ser pouco operativo, sobre todo se os xestores non están familiarizados con cuestións medioambientais.

Por outro lado, a adopción dun indicador está tamén supeditada a que o proceso de cálculo non sexa complexo, en termos de tempo e información requirida, nin custoso, pois ambos factores desincentivarían o seu uso.

Tal e como sinalan Chambers e Lewis (2001) e Holland (2003) a PEC cumpre todas estas condicións previas, pois i) é un índice único, que sintetiza diferentes impactos ambientais relacionados cos consumos e refugallos xerados polas empresas nunha única unidade; ii) o método de cálculo, baseado nos principios da PE non é complexo<sup>13</sup>; iii) está expresado en unidades de superficie, comprensibles para todo o mundo, o que facilita a toma de decisións e a comunicación interna e externa; iv) a información necesaria obtense directamente de fontes internas da empresa, sen que o acceso implique custos, nin sexan necesarias transformacións relevantes nos datos obtidos.

Se ben o cumprimento destes requisitos favorece a súa adopción por empresas e organizacións, o seu éxito estará condicionado a que proporcione información útil neste contexto.

Na nosa opinión, existen na literatura sobre o tema dous enfoques diferentes para xustificar a aplicación da análise de pegada ecolóxica a corporacións e empresas.

Unha primeira visión destaca a utilidade da PEC na análise da contribución das empresas e os seus produtos á sustentabilidade global. Este enfoque, no que insisten principalmente Chambers e Lewis (2001), segue a filosofía de Wackernagel e Rees (1996) para poboacións. Se unha das utilidades da PE se relaciona coa determinación da medida en que o estilo de vida dos habitantes dun territorio supera a biocapacidade existente, pode ser tamén útil determinar que parte do capital natural existente é requirido para obter un determinado produto. Así, a PEC permitiría determinar canta capacidade de carga, está sendo apropiada para a produción de bens e servizos.

Para realizar esta tarefa, retómase o concepto de *earthshare*, ou parte da superficie bioloxicamente produtiva (SBP) dispoñible por persoa. Na actualidade, cada habitante do planeta disporía, en termos medios, en torno a 1,78 *ha/hab.* de superficie para satisfacer as súas necesidades (WWF, 2006), de modo que si un habitante supera o seu *earthshare* estaría superando a capacidade de carga da que dispón. Esa superficie a podería repartir consumindo diferentes combinacións de bens e servizos, polo que o cálculo da pegada de bens e servizos permite obter información da contribución de cada produto

---

13 Como veremos posteriormente, neste punto, existen diferenzas nas metodoloxías existentes.

ao *earthshare*, configurándose a PEC como unha ferramenta útil para concienciar aos cidadáns da súa responsabilidade de cara ao logro da sustentabilidade<sup>14</sup>.

Este labor lograríase se a relación entre a pegada dun produto e o *earthshare* se incorpora na súa etiqueta. De acordo a Wackernagel et al. (1996, 118) “*as ecoetiquetas tradicionais só nos informan se un produto é máis ecoloxicamente benigno que outros similares, se ben non di nada a respecto dos efectos acumulados do consumo de masa. A PE podería mellorar o ecoetiquetado, relacionando o consumo individual coas restricións ecolóxicas globais*”.

Centrándonos nas corporacións en si, a PEC constitúe un medio de visualizar os efectos dunha compañía e os seus produtos na sustentabilidade global, pois permite estudar a demanda de recursos das corporacións e relacionalo coa dispoñibilidade global deses recursos<sup>15</sup>.

Adicionalmente, unha segunda visión, incide na contribución do indicador á xestión medioambiental das empresas. Como veremos, na PEC realízase un inventario dos consumos de enerxía, materiais e auga, ademais dos residuos xerados, de modo que, en primeiro lugar, identifica aspectos relevantes que deben ser xestionados polo sistema de xestión ambiental da compañía. Deste modo, proporciónase información útil para a toma de decisións corporativas a respecto do medio ambiente.

Ao mesmo tempo, ao centrarse nos consumos de empresas e organizacións, permite estudar a súa ecoeficiencia ou, noutras palabras, visualiza si se consegue máis con menos. Así mesmo, o ecoetiquetado de produtos estase a converter nunha ferramenta competitiva importante, valorada positivamente polos consumidores (Schaltegger e Wagner, 2006), proporcionando a PEC unha forma simple de ofrecer información ao consumidor do impacto medioambiental de corporacións e empresas.

---

**14** Nos primeiros anos de vida do indicador emprégase o termo *fair earthshare*, posteriormente Wackernagel (1998b); Wackernagel et al. (2002b) amósanse reticentes ao seu uso, sendo partidarios de empregar a denominación *earthshare*, ou biocapacidade media por habitante, eliminado o carácter normativo do concepto de *fair earthshare*. Si se prescinde da compoñente normativa, consideramos útil o concepto aplicado a organizacións, coa finalidade de estudar en que medida o consumo de bens e servizos de cada habitante supera a media de biocapacidade dispoñible.

**15** A idea é determinar que porcentaxe do *earthshare* significa o consumo dun produto durante un ano, de modo que se poda determinar con cantos produtos se supera a superficie dispoñible por habitante.

Desde outro punto de vista, autores como Doménech (2007) sinalan que a PEC e, concretamente, o uso de unidades de superficie, ten sentido na análise da sustentabilidade de corporacións, proponendo que o investimento en hectáreas de SBP sexa unha das posibilidades das que dispoñan as empresas para reducir a súa pegada. Así, a nivel corporativo a análise non se centraría en comparar a pegada coa biocapacidade, senón que reflectiría a posibilidade de que as corporacións reduzan a súa PEC investindo en capital natural.

Polo tanto, queda exposto cal é o papel da pegada ecolóxica dentro do ámbito das corporacións. Neste punto, este capítulo será completado destacando unha variante que está a acadar unha importancia notable nos últimos anos: a pegada do carbono (PC).

### 3.3. A PEGADA DO CARBONO CORPORATIVA (PCC)

Acabamos de ver que ten sentido unha PEC que considere a demanda de superficie de organizacións e empresas e os seus produtos. Xorde a posibilidade de expresar o indicador noutra unidade diferente, as emisións asociadas aos consumos e refugallos realizados polas corporacións, xurdindo o que denominamos pegada do carbono corporativa (PCC).

A pegada do carbono (PC) é un indicador que considera as emisións de CO<sub>2</sub> e, nalgúns casos, outros gases de efecto invernadoiro. Ao igual que a PE, pode ser aplicada a diferentes realidades como os habitantes dun territorio, corporacións...

A aplicación do indicador nunha esfera corporativa é notablemente atractiva para empresas e organizacións, sobre todo, considerando a difusión e relevancia do cambio climático global e o incremento da demanda de información medioambiental por parte de accionistas, clientes e demais partes interesadas. As esixencias que as empresas deben afrontar no marco do Protocolo de Kioto, plasmadas en España nos diferentes *Planes Nacionales de Asignación de Derechos de Emisión de Gases de Efecto Invernadero*<sup>16</sup>, incentivan este interese.

---

<sup>16</sup> Se ben a denominación PCC non é moi empregada na actualidade, consideramos importante a súa difusión. O termo xenérico PC pode aplicarse a realidades diferentes de corporacións, recollendo a PCC as

Resulta difícil datar o momento en que se comeza a aplicar este indicador a empresas, sendo varios traballos do ano 2006 (POST, 2006) os primeiros dos que temos constancia que estiman a pegada de carbono de corporacións, empregando a denominación pegada do carbono. Anteriormente, Doménech (2004ab) calculaba a PCC, sen empregar esta denominación específica.

Aínda que a PCC é un indicador relativamente empregado na actualidade, non existe consenso no que atangue ao seu contido nin ao método de cálculo empregado. Nin sequera existe unha única denominación, empregándose en moitos estudos o xenérico PC para referirse a PCC.

Polo mesmo motivo que consideramos oportuno empregar unha denominación específica para referirnos á pegada ecolóxica de organizacións e empresas, a PEC, defendemos o uso do termo PCC, pois delimítase claramente a realidade obxecto de estudo, se ben esta denominación non ten, ata o momento moita difusión.

A identificación entre PC e PCC maniféstase nalgunhas das definicións máis difundidas do termo, que empregan o primeiro para referirse ao segundo:

*“A PC é unha medida da cantidade total de dióxido de carbono que é directamente e indirectamente causado por unha actividade ou é acumulado durante as diferentes etapas que atravesa un produto na súa vida”* (Wiedmann e Minx, 2007, 4).

*“A PC estima as emisións totais de gases de efecto invernadoiro en toneladas equivalentes de carbono dun produto ao longo do seu ciclo de vida desde a produción das materias primas empregadas na súa produción, ata a eliminación do produto acabado”* (Carbon Trust 2007, 4).

Máis alá do debate sobre a denominación, o relevante é ter claro a que nos estamos a referir, independentemente de que se empregue un ou outro termo. De aí que nas seguintes liñas tratemos de avanzar na definición da PCC.

Como punto de partida, obsérvase que a maioría de estudos que estiman este indicador, empregan o termo para determinar a totalidade de emisións de CO<sub>2</sub> ou outros

---

particularidades de empresas e os seus produtos. Así mesmo, os diferentes métodos de cálculo descritos nos apartados seguintes están deseñados para ser aplicados a organizacións e empresas, sendo axeitado destacar esta cuestión.

gases de efecto invernadoiro das empresas e os seus produtos, existindo diferentes métodos de cálculo alternativos<sup>17</sup>.

As diferenzas máis relevantes entre as alternativas existentes xorden á hora de considerar dúas cuestións fundamentais, relacionadas 1) cos gases que se inclúen e 2) o alcance do indicador, no sentido de si se consideran só emisións directas, ou tamén se deben considerar aquelas emisións xeradas indirectamente, tanto ao adquirir bens e servizos que precisaron enerxía para ser producidos como, considerando as emisións xeradas na cadea de subministradores dos que se abastece a empresa para obter os seus produtos (Wiedmann e Minx, 2007).

En canto á primeira cuestión, algúns estudos optan por considerar as emisións de todos ou parte dos gases de efecto invernadoiro, expresados en toneladas equivalentes de CO<sub>2</sub> (Best Foot Forward, 2008; Carbon Footprint, 2008; Carbon Trust, 2007; CE, 2007; Doménech, 2004ab, 2007; ETAP, 2007; Perry et al., 2008; POST 2006). Outros (GFN, 2007; Grub e Elis, 2007; Energetics, 2007; BP, 2007; Wiedman e Minx, 2007) prefiren limitarse exclusivamente a un único gas, o CO<sub>2</sub>.

Existen argumentos para defender unha ou outra alternativa. Considerar exclusivamente o CO<sub>2</sub>, limitaría os efectos das medidas tomadas baseándose no indicador, pois se estaría a excluír unha boa parte dos gases con incidencia no cambio climático. Non obstante, pode ser un bo punto de partida, pois facilítanse os cálculos, sendo a solución máis práctica e clara (Wiedmann e Minx, 2007).

A consideración dos gases de efecto invernadoiro, ofrecería unha pegada máis completa, se ben implica a transformación de emisións de gases non relacionados co carbono a toneladas equivalentes de CO<sub>2</sub>, o que pode incrementar a complexidade dos cálculos, nalgúns casos.

En referencia ao alcance da PCC, os estudos existentes recollen diferentes visións, dende aqueles que só consideran as emisións directas dos combustibles fósiles (GFN,

---

**17** Non obstante, non sempre é así, incluíndo algúns estudos só parte das emisións (Callister e Griffiths, 2007; Narag, 2007). Por exemplo, este último autor sinala como a compañía Starbucks considera que a súa pegada inclúe exclusivamente as emisións de CO<sub>2</sub> procedentes dunha actividade, o consumo de electricidade, realizado en parte das súas instalacións, os almacéns dos vendedores das plantas de tostado de café en Estados Unidos.

2007), aos que inclúen a totalidade das emisións directas e indirectas causadas polas actividades dunha empresa (Energetics 2007).

Outra cuestión debatida, relaciónase coas unidades nas que se expresa o indicador e o seu papel na análise de pegada ecolóxica. A inclusión da denominación “pegada” parece establecer vínculos co concepto de PE ou, no caso de corporacións, de PEC, o que podería implicar o uso de unidades de superficie. De acordo a GFN (2007, 1) “*a PC refírese á demanda de biocapacidade precisa para secuestrar, mediante fotosíntese as emisións de CO<sub>2</sub> procedentes da combustión de combustibles fósiles*”<sup>18</sup>. Esta visión implicaría que a PCC se restrinxe só ás emisións sinaladas, ademais de que a mera estimación das toneladas emitidas non sería considerada unha PC.

Este enfoque implica a asunción de diferentes hipóteses relacionadas, principalmente, coa capacidade de absorber CO<sub>2</sub> de cada tipo de superficie, introducindo erros innecesarios á hora de estimar o indicador (Wiedmann e Minx, 2007). Así, nalgúns traballos, a PCC é considerada independentemente da análise da PEC, manténdose noutros casos como unha variante da análise de pegada ecolóxica.

Nas seccións seguintes expóñense as principais alternativas metodolóxicas existentes para o cálculo da PCC, ademais da nosa posición a respecto das cuestións que acabamos de sinalar. Non obstante, inda sen entrar en máis detalles, xa nos podemos decantar da contribución deste indicador a xestión da sustentabilidade ambiental a un nivel corporativo.

Na actualidade, o cambio climático é un dos fenómenos cun maior impacto económico, social e medioambiental en todo o planeta. A redución das emisións dos gases de efecto invernadoiro debe ser unha cuestión prioritaria para os diferentes gobernos de todo o mundo, impulsándose cada vez máis medidas a diferentes escalas para reducir as emisións, como, por exemplo, o Protocolo de Kioto.

Neste contexto, as organizacións e empresas están cada vez máis interesadas, tanto por vontade propia, como pola entrada en vigor de lexislación ao respecto, en coñecer as súas emisións de gases de efecto invernadoiro. Este interese reflíctese na inclusión en estándares

---

**18** GFN (2007) non se refire á PCC, se ben esta definición sería a mesma no caso en que o indicador se aplique nunha esfera corporativa.

sobre sustentabilidade corporativa de varios indicadores relacionados coa estimación de emisións<sup>19</sup>. A PCC facilita a estimación das emisións das empresas e organizacións, o que fai que este indicador teña especial interese no ámbito da xestión empresarial.

Outra das principais vantaxes relaciónase co ecoetiquetado de produtos. Neste campo, a indicación das toneladas de CO<sub>2</sub> necesarias para obter un determinado ben ou servizo está a ter bastante aceptación, empregándose xa nalgúns produtos, sobre todo no Reino Unido<sup>20</sup>. Por un lado, o emprego dunha unidade baseada en emisións de gases de efecto invernadoiro pode contribuír a concienciar á poboación a respecto da importancia das súas decisións de consumo no cambio climático. Así mesmo, aqueles máis sensibilizados terán información que lles permita optar por aqueles produtos que xeren menos emisións. Na medida en que as emisións son unha variable claramente identificada cun problema medioambiental concreto, coñecido, relevante e actual, a sensibilidade do consumidor ante esta información pode ser maior que en relación ás unidades de superficie, as tradicionalmente empregadas na análise de PE.

Finalmente, a difusión e publicación da PCC de produtos pode sentar as bases para establecer medidas fiscais que penalicen a aqueles bens e servizos máis contaminantes. En España, a *Estrategia española de cambio climático y energía limpia Horizonte 2007-2012-2020* (MARM, 2007) considera as políticas fiscais “*un instrumento fundamental para acadar os obxectivos establecidos no Protocolo de Kioto*” (MARM, 2007, 40), destacando o potencial da fiscalidade verde para esta labor. A PCC pode identificar as emisións xeradas na produción de cada ben e servizo, permitindo a aplicación de diferentes tipos de gravame en función do nivel de contaminación.

### 3.4. DESCRICIÓN DAS PRINCIPAIS METODOLOXÍAS DE CÁLCULO DA PEC E A PCC

A adecuación da análise de PE a empresas e organizacións foi constatada por diferen-

---

<sup>19</sup> No Anexo 3 amósanse os indicadores da GRI relacionados coas emisións.

<sup>20</sup> Neste país, o *Carbon Trust* está a promover este tipo de ecoetiquetas existindo varios produtos do sector de alimentación que ofrecen este tipo de información.

tes autores que deseñan diferentes métodos de cálculo da PEC e a PCC, sen que exista unha alternativa que acadara o grao de estándar, nin sequera ao nivel da PE, onde xa existen cuestións importantes sobre as que non existe consenso. Hoxe en día, existen diferentes páxinas web que ofrecen a posibilidade de calcular a pegada ecolóxica de territorios, individuos, empresas... Webs de consultorías e asesorías rexistran nos seus dominios denominacións como *carbon footprint* ou *corporate footprint*, ofrecendo os seus servizos para estimar o indicador de corporacións. Non obstante, na maioría dos casos non se describe a metodoloxía, sen saber con exactitude que se está calculando.

Noutros casos, por exemplo, Germain (2001), a PEC é estimada adaptando “método composto”, limitándose a recoller a pegada de determinados consumos comúns a empresas e territorios, mais sen considerar as particularidades das corporacións, nin estimar unha pegada corporativa total. Deste modo, a PEC é, sen máis explicación, un termo ambiguo e sen ningún tipo de contido.

No noso traballo, describimos as principais alternativas de cálculo da PEC e a PCC. A selección das opcións explicadas realizouse considerando diferentes bases de datos, principalmente as xa mencionadas *Scopus* e *Science Direct*, que recollen un número importante de publicacións científicas. Igualmente, os principais buscadores de internet, e a asistencia a congresos sobre a PE, permitiron completar a busca dos traballos existentes neste eido.

Tódolos casos que analizaremos a continuación elaboran un método específico para que permite estimar a PEC e/ou a PCC. Cada método é descrito en diferentes artigos e informes, de modo que existe suficiente información para describir as súas características principais.

Os métodos expostos son os seguintes:

1. A pegada corporativa desde a análise do ciclo de vida baseada na análise *input-output* (IOLCA).
2. Método composto das contas contables (MC3).
3. A proposta do *Carbon Trust*
4. A aproximación das compoñentes

### 3.4.1. A PEC desde a análise do ciclo de vida baseada en técnicas *input-output*

A aplicación da análise *input-output* é unha das novidades metodolóxicas máis recentes no que atangue ás técnicas de cálculo da PEC. Neste caso, os estudos que empregan estas técnicas non se limitan ao cálculo exclusivo da pegada, senón que se enmarcan na elaboración dun conxunto de indicadores que tratan de proporcionar a información necesaria para avaliar o desempeño de organizacións desde unha perspectiva non exclusivamente financeira.

Partindo desta premisa, xorden nos últimos catro anos unha serie de traballos desenvolvidos por investigadores do *Centre for Integrated Sustainability* (ISA) da Universidade de Sydney e a consultora británica *ISA<sup>UK</sup> Research Consulting* (entre eles, Gallego e Lenzen 2005; Wiedmann e Lenzen 2006a; Wiedmann e Lenzen 2006b; Wiedmann et al., 2006, Lenzen et al., 2007; Wiedmann et al., 2007a), que desenvolven e aplican un enfoque que combina técnicas *input-output* coa análise do ciclo de vida, para elaborar indicadores de sustentabilidade, incluíndo a PEC e a PCC, que estuden a cadea enteira dos subministradores das organizacións e empresas. A finalidade proposta é sinalar os impactos que se recollen dentro do marco de análise denominada *Triple Bottom Line* (TBL).

A filosofía TBL foi adoptada nos estudos citados para a elaboración de indicadores, os indicadores TBL, a partires dos cales se poden elaborar informes relativos á posición de sustentabilidade de empresas e organizacións. Estes traballos tratan de ser unha alternativa, que complemente e, nalgúns casos mellore, as propostas de elaboración de informes de sustentabilidade realizadas desde a GRI e os outros estándares máis difundidos<sup>21</sup>.

#### 3.4.1.1. *Efectos directos e indirectos na avaliación da sustentabilidade: os límites da análise*

A pesar do éxito acadado pola GRI, as súas “Guías de sustentabilidade” non solucionan

---

<sup>21</sup> No Anexo 3 ofrécese información adicional sobre o marco de análise TBL.

determinados problemas, principalmente relacionados co establecemento de límites á hora de determinar a fronteira onde remata a responsabilidade das corporacións e, polo tanto, a que realidade se aplican os indicadores propostos. Cada vez existen máis traballos que optan por adoptar unha visión que considere non só os impactos directos, derivados de actividades realizadas pola propia organización, senón aqueles que se xeran ao longo de toda a vida do produto, ata que é adquirido polo consumidor final (Wiedmann e Lenzen, 2007a).

A importancia da consideración dos impactos indirectos queda reflectida nun sinxello exemplo<sup>22</sup>. Consideremos unha compañía *Alfa* dedicada á producir viño que está totalmente integrada verticalmente, de modo que se encarga das actividades de cultivar a uva, transportala á súa adega, producir o viño, e comercializalo. O consumo de enerxía probablemente se concentre nas fases de transporte, produción e comercialización, mentres que o cultivo e recolección da uva debe ser, ou polo menos, así o asumimos neste exemplo, unha actividade menos demandante de enerxía.

Supoñamos agora que *Alfa* se divide en dúas empresas, de modo que *Alfa*<sub>1</sub> se encarga só do cultivo e recolección da uva e *Alfa*<sub>2</sub> do resto de actividades. Neste caso, o simple cambio na estrutura organizativa da empresa implica cambios na posición relativa de cada empresa en termos de sustentabilidade ambiental. A PEC de *Alfa*<sub>1</sub>, cinguíndonos neste exemplo ao consumo de enerxía, sería baixa, mentres que a de *Alfa*<sub>2</sub>, probablemente acadaría valores máis altos. Sen embargo, non houbo ningún cambio nas actividades de ambas empresas, e o consumo de enerxía necesario para obter un litro de viño é exactamente o mesmo.

O marco de análise desenvolvido desde a GRI é sensible a este tipo de cambios, pois adóptase nun enfoque de auditoría, empregando microindicadores nunha análise flexible, detallada e específica. Sen embargo non é unha análise profunda, senón que, xeralmente, se centra exclusivamente nos impactos directos ou que ocorren dentro da empresa (Foran et al., 2005a).

Partindo deste argumento, deféndese que a análise da sustentabilidade das empre-

---

<sup>22</sup> Adaptado de Foran et al., (2005a, 25).

sas e organizacións debe basearse na consideración de toda a cadea de distribución do produto, sen limitarse ao estudos dos impactos da empresa produtora. Ademais dos efectos ambientais directos (xerados na propia empresa), débense incorporar os indirectos (ao longo da cadea de subministradores).

É máis, aínda considerando só efectos directos, as variacións no nivel de control organizativo e, polo tanto, no alcance dos efectos estudados, propician que existan problemas de comparabilidade de resultados entre organizacións.

De aí que as propostas do ISA, que denominaremos IOLCA<sup>23</sup>, adopten unha perspectiva que combina técnicas *input-output* coa análise do ciclo de vida dos produtos (LCA) en busca dunha análise máis profunda, que abrangue toda a cadea de subministradores da organización estudada<sup>24</sup>.

Esta perspectiva ten cada vez máis aceptación, sendo empregada no marco de análise da *Extendend Producer Responsibility* (EPR), que considera que a responsabilidade dos produtores non se debe limitar aos impactos causados polos seus bens e servizos, senón nas actividades relacionadas coa selección dos materiais e o deseño dos produtos (Wiedmann e Lenzen, 2007a). De acordo a Seuring (2004) a análise do ciclo de vida e das cadeas de subministradores está cada vez máis presente na xestión ambiental, existindo compañías que tratan de colaborar cos seus provedores para reducir os impactos ao longo de toda a cadea<sup>25</sup>.

#### 3.4.1.2. LCA e PEC

A LCA é un método empregado para avaliar os impactos ambientais de produtos adoptando un enfoque holístico (Suh et al., 2004). Téntase estimar a totalidade das cargas

---

**23** Empregamos a denominación IOLCA exclusivamente coa finalidade de abreviar a expresión “técnicas *input-output* combinadas coa análise do ciclo de vida nun contexto TBL”, se ben non é unha denominación presente na literatura sobre o tema.

**24** A adopción de enfoques que parten dunha perspectiva que vai máis alá do estudo dos impactos directos causados pola corporación estudada, está tamén a ser considerada desde a GRI, que conta cun grupo de traballo, o *GRI Boundary Technical Protocol*, onde se estudan cuestións relacionadas coa amplitude da responsabilidade das corporacións á hora de xestionar os seus impactos ambientais, desenvolvendo un protocolo de actuación nesa materia (*Boundary Technical Protocol*) (GRI, 2005).

**25** A xa mencionada proposta do *Carbon Trust* constitúe un exemplo neste sentido.

ambientais asociadas cun produto, incluíndo os impactos das compras de materiais e produtos intermedios necesarios para a obtención do produto final, estudando a rede de provedores e clientes (Wiedmann et al., 2007a).

Nun contexto onde a sustentabilidade corporativa sexa entendida desde unha perspectiva que considere tanto os efectos directos como indirectos, as técnicas de LCA son especialmente útiles para a elaboración de indicadores que consideren unha cadea de subministradores, como, por exemplo, a PEC e a PCC.

A pesar de que a LCA é unha ferramenta amplamente difundida, existen algúns problemas na versión máis empregada de esta análise, a denominada análise de procesos<sup>26</sup>, pois segue sendo necesario establecer límites ou fronteiras á hora de determinar os procesos incluídos no ciclo de vida.

O LCA rastrea os fluxos de materiais e enerxía dun determinado produto ao longo da súa vida, o que implica a consideración das relacións entre os diferentes sectores produtivos nos que, directa ou indirectamente, existen materiais ou enerxía incorporados ao produto estudado. Nalgúns casos, estas relacións son complexas e abranguen un número elevado de sectores económicos, polo que pode ser necesario sinalar unha fronteira na que se deteña a análise. A determinación deste punto, establecendo un criterio que decide que procesos se eliminan (criterio *cutoff*) é unha tarefa complicada, moitas veces realizada de forma subxectiva ou de modo non científico (Suh, et al., 2004).

Así, é común que este tipo de análise incorra en erros sistemáticos de “truncación”<sup>27</sup>, debido a que se eliminan procesos que, de ser considerados, terían un impacto relevante no ciclo de vida (Lenzen, 2001b)<sup>28</sup>. Por outro lado, na medida en que as fronteiras da análise poden ser diferentes, seguen existindo dificultades para realizar comparacións entre produtos.

Desde outra perspectiva, a LCA pode realizarse en base a técnicas *input-output*, onde as relacións intersectoriais son establecidas, case sempre, en función de táboas

---

**26** A análise de procesos considera o uso de recursos e a xeración de refugallo dos principais procesos de produción, estudando en detalle contribucións significativas dalgúns subministradores de *inputs*.

**27** Tradución do autor do termo da expresión inglesa “truncation errors”.

**28** Lenzen (2001b) realizou unha estimación deste erro nun estudo para 135 industrias, estimando que o 31% tiñan erros de truncación superiores ao 50%.

*input-output* convencionais. A aplicación destas técnicas non está exenta de limitacións<sup>29</sup>, pero permite eliminar o problema dos límites, pois incorpóranse as relacións entre tódolos sectores da economía estudada, posibilitando que a LCA sexa completa. De acordo con Suh et al., (2004), a análise de procesos é máis detallada, pero os erros de truncación poden ser significativos, mentres que a LCA en base a técnicas *input-output* é máis completa, pero, menos precisa, o que reduce a súa utilidade, en casos que presenten singularidades que os afasten do comportamento estándar do sector no que se sitúa a empresa ou o produto estudado<sup>30</sup>.

### 3.4.1.3. O cálculo de indicadores no contexto do IOLCA

En todo, caso, para a estimación dos indicadores TBL, incluíndo a PEC e a PCC, os estudos existentes optan pola última das dúas opcións, pois, na medida en que abrangue toda a estrutura do sistema económico, ao igual que nunha táboa *input-output* nacional, considérase que a análise é máis completa (Lenzen et al., 2006).

O esquema seguido comeza coa obtención da información necesaria para o cálculo dos indicadores obxecto deste método<sup>31</sup>. As fontes de información necesarias son os estados financeiros, incluíndo todos os ingresos e gastos do ano, ao máximo nivel de detalle posible, ademais doutro tipo de información interna, non presente nos estados contables, como a superficie ocupada, o consumo de combustibles e auga... (Wiedmann e Lenzen, 2007a).

Posteriormente, elabórase unha “árbore de interdependencia”, que contén todas as relacións económicas existentes entre a organización estudada e o resto de entidades de calquera dos sectores económicos da economía, relacionadas considerando os subministradores.

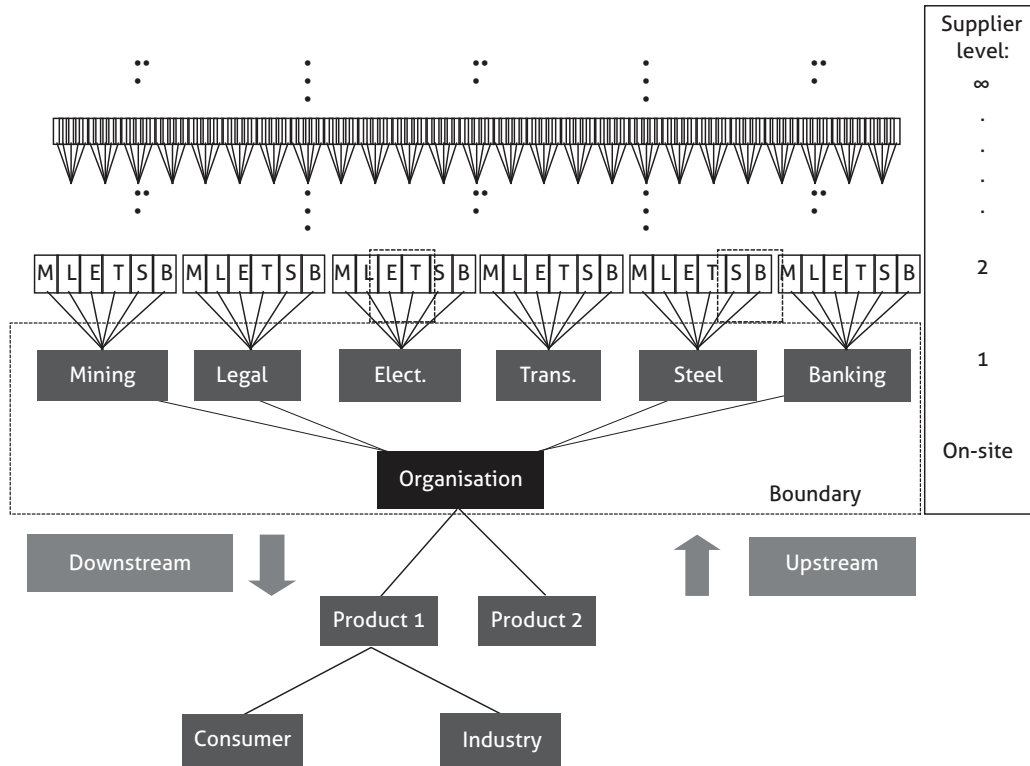
A Figura 3.1 recolle o tipo de esquema no que se basean estas técnicas. A efectos de

<sup>29</sup> Consular o apartado 2.5.1.1.

<sup>30</sup> De aí que tamén se estean a empregar na actualidade as denominadas técnicas híbridas, que combinan a análise de procesos co uso de técnicas *input-output*.

<sup>31</sup> Non tódolos estudos estiman os mesmos indicadores TBL. Algúns dos máis habituais, dentro dos ambientais, son: gases de efecto invernadoiro, metais pesados, consumo de enerxía e recursos, a PEC e PCC.

Figura 3.1. Un exemplo dunha árbore de interdependencia



Fonte: Elaboración propia a partir de Foran et al., (2005a).

realizar a súa explicación, supoñemos que a empresa en cuestión é unha fábrica de automóviles. Comézase sinalando os diferentes provedores da empresa estudada en termos de sectores económicos. No exemplo, considéranse 6 categorías (minería, electricidade, transporte, aceiro, e bancos). Estas 6 categorías constitúen a cadea de subministradores, situados no primeiro nivel, ou capa, da árbore.

Posteriormente, nun segundo nivel, recóllense os “subministradores dos nosos subministradores”, existindo 6 cadeas de 6 membros cada sector. Deste modo vaise avanzando de nivel ata completar a árbore de interdependencia, cada vez con máis cadeas<sup>32</sup>.

<sup>32</sup> Como sinalamos, este tipo de análise realízase inicialmente empregando táboas *input-output* nacionais para estudar as relacións intrasectoriais dunha determinada economía. Murray e Dey (2007) sinalan que no caso da economía australiana, o segundo nivel da árbore ten 344 membros con 344 subministradores cada un, polo que no terceiro nivel aparecen 118.336 “provedores dos provedores”, e no cuarto, máis de catro millóns de “provedores dos provedores dos provedores”.

Este modo de proceder determina diferentes camiños estruturais (*structural paths*), que permiten afondar na orixe os impactos ambientais derivados de cada consumo da empresa. Se, por exemplo, queremos estudar o consumo de enerxía, no nivel 1 inclúese o consumo de electricidade nas instalacións da fábrica, por exemplo, para iluminar as instalacións. A empresa consume tamén aceiro, cuxa produción tamén require de electricidade. A fábrica de automóviles consume indirectamente esa enerxía, situada no nivel dous da “árbore de interdependencia”. A electricidade consumida por unha entidade financeira que presta servizos a empresa produtora do aceiro, estaría situada no nivel 3, avanzando deste modo a través da “árbore de interdependencia”.

Deste modo, existe un mapa que permite ver a profundidade do impacto de cada consumo da empresa, a través das relacións intersectoriais. Sen embargo non nos da pista algunha a respecto do cálculo de indicadores, sendo preciso establecer un método de cálculo que permita cuantificar as relacións entre os diferentes niveis da árbore. Tal e como sinalamos, o método proposto baséase na combinación de IOA coa LCA .

Neste punto, resulta útil volver atrás e lembrar como se aplicaba a IOA á hora de estimar e pegada de poboacións. O método desenvolvido por Bicknell et al., (1998) foi descrito no apartado 2.5. Baséase na aplicación dun simple modelo *input-output* de demanda, co obxectivo de determinar a superficie que unha economía precisa para satisfacer un nivel de demanda final, preestablecido a nivel sectorial. A modificación do modelo de demanda, inicialmente deseñado para estimar cantidades de produción, e non de superficie, realízase introducindo multiplicadores que introducen as necesidades directas de superficie de cada sector. O produto destes multiplicadores pola matriz inversa de Leontief permite obter unha nova matriz inversa, cuxos elementos recollen as demandas de superficie, directas e indirectas, realizadas por cada sector económico por unidade de *output* total. Deste modo, o modelo de demanda funciona do modo habitual, pero obtendo superficies no lugar de produción.

No contexto IOLCA, búscase trasladar este método ao ámbito de organizacións e empresas, de modo que se estimen unha serie de indicadores TBL, entre os que se inclúe a PEC e a PCC (Lenzen e Murray, 2003; Wiedmann e Lenzen, 2006b; Lenzen, 2007; Lenzen et al., 2007; Wiedmann e Lenzen, 2007a; Wiedmann et al., 2007a).

O obxectivo dos autores que seguen este método é elaborar unha matriz de multiplicadores similar a empregada por Bicknell et al., (1998), de modo que recolla as necesidades, directas e indirectas, por unidade de demanda final, de cada un dos indicadores calculados. Se, por exemplo, nos referimos ás emisións de gases de efecto invernadoiro, esa matriz deberá recoller a xeración, por unidade de demanda final e sector, destes gases. No caso da PEC, obterase a demanda total de superficie de cada sector por unidade de demanda final.

No modelo explicado no apartado 2.5, a matriz de multiplicadores ( $R'$ ) se obtén mediante o produto dunha matriz que recolle as necesidades directas de superficie de cada sector, ( $S^d$ ), pola matriz inversa de Leontief ( $R$ ). Posteriormente (Ecuación 4), obtíñase  $H'$ , suma dos elementos de cada columna de  $R'$ , obtendo a demanda de superficie de cada sector.

Agora, séguese a mesma filosofía, se ben a ecuación correspondente sería:

$$R' = T \times R \quad [3']$$

Obsérvase que a matriz  $S^d$  é substituída por unha matriz  $T_{(k \times n)}$  que, en cada fila, contén as necesidades directas de cada sector económico para cada un dos  $k$  indicadores que se queren determinar. Debemos insistir en que, ao introducir  $k$  indicadores,  $T$  ten  $k$  filas e  $n$  columnas, a diferenza de  $S^d$ , que é unha matriz diagonal  $n \times n$ . Debido ás particularidades das operacións con matrices, cada elemento de  $R'$  recolle xa os requirimentos totais total de cada indicador para cada sector por unidade de demanda final, anteriormente recollidos en  $H'$ .

Finalmente, unha vez obtida a matriz de multiplicadores, no cálculo da PE introdúcese as demandas finais para cada un dos sectores da economía, de modo que se obtén a superficie necesaria para cubrir a demanda final de cada sector. No caso da PEC e o resto de indicadores TBL, o proceso pode ser similar, considerando que cada consumo da empresa é unha demanda final vinculada a un sector económico. En termos analíticos, a ecuación que describiría este cálculo sería:

$$U' = R' \times C \quad [5']$$

Cada elemento da matriz  $U''_{(k \times 1)}$  recolle o valor de cada indicador, en función dos consumos da empresa estudada (a PEC total, as emisións totais de gases de efecto invernadoiro...).  $R''_{(k \times n)}$  é a matriz calculada anteriormente (Ecuación 3') e  $C_{(n \times 1)}$  é unha matriz que recolle os consumos da empresa dos produtos de cada un dos  $n$  sectores da economía estudada.

Así, unha vez obtida a matriz  $R''$ , bastaría asignar cada consumo realizado pola empresa a un sector  $n$ , obtendo o valor do indicador correspondente a ese consumo da forma que recolle a Ecuación 5'. No Anexo 2 aplícanse os modelos de Bicknell et al., (1998), Ferng (2001) e esta proposta a un mesmo caso, polo que se pode comprobar facilmente as diferenzas e similitudes dos métodos, empregando os mesmos datos numéricos.

En canto á distribución da PE entre os diferentes tipos de superficie, considérase cada subpegada como un indicador independente. O seu cálculo non precisa de modificación algunha ou paso adicional, pois realizaríase introducindo as necesidades directas de cada superficie (superficie cultivable, superficie construída...) de cada sector na matriz  $T$ . Deste modo evítanse os problemas de distribución que Ferng (2001) descobre no modelo de Bicknell et al. (1998).

A explicación realizada pretende describir a filosofía que se adopta no cálculo de indicadores empregando o enfoque IOLCA. Sen embargo, no noso afán de deixar claras as principais ideas, obviámos algunhas cuestións relevantes, que inflúen na precisión dos resultados obtidos.

Unha das cuestións máis importantes ten que ver coa descomposición dos multiplicadores da matriz  $R''$ , de modo que se refiran aos principais camiños estruturais (*structural paths*) de cada sector, e non aos agregados sectoriais. No lugar de recoller as demandas de superficie, emisións xeradas... sectoriais por unidade de *output*, distínguense os principais *inputs* que conforman a produción de cada sector. Así, cada consumo da organización estudada sería asignado a un destes *inputs* principais, cun multiplicador propio, e non a un sector económico, podendo introducir na análise os camiños estruturais<sup>33</sup>.

---

**33** Un exemplo de camiño estrutural é o seguinte: plástico producido fóra da economía estudada para a

A descomposición dos multiplicadores de R” foi realizada nun ámbito económico por Crama et al., (1984) e Defourny e Thorbecke, (1984). Autores como Foran et al., (2005ab) e Lenzen (2002) parten destes traballos para determinar dun modo sistemático os camiños *input-output* máis relevantes.

Nesta investigación, non consideramos necesario expoñer en detalle o desenvolvemento analítico recollido nestes traballos, dispoñibles para quen desexe afondar neste tema. De acordo aos obxectivos marcados, basta comprender as cuestións xerais que definen este método de cálculo, máis que aspectos concretos relacionados coa elaboración dos multiplicadores. Debemos ter en conta que o esquema seguido nas Ecuacións 1 e 2 do apartado 2.5 é válido. Simplemente temos considerar que os coeficientes da matriz R” non están obtidos a partir de relacións sectoriais, senón que se consideran as transaccións internas dentro de cada industria.

#### **3.4.1.4. A distribución dos impactos ambientais: o concepto de responsabilidade compartida**

Ata agora, describimos o marco de análise na que se sitúa a PEC adoptando o enfoque IOLCA, describindo, ademais, o método de cálculo empregado. Non obstante, existe unha cuestión adicional, relacionada coa distribución dos impactos entre os participantes na cadea de subministradores.

Desde a perspectiva do LCA, tódolos impactos que ocorren durante a produción do ben estudado son trasladados ao consumidor final, asumindo que este é o responsable último dos danos ambientais xurdidos no proceso produtivo. Non podía ser doutro modo, pois, dado que cada nivel da cadea recolle o impacto dos niveis anteriores, a suma total non coincidiría co impacto no último nivel, existindo dobre contabilidade. Desde esta perspectiva, a responsabilidade dos produtores debe ser cero, vinculándose na súa totalidade ao último nivel da cadea<sup>34</sup> (Wiedmann e Lenzen, 2007a). A PE adop-

---

produción de equipos electrónicos que son importados como bens de capital por provedores domésticos de servizos financeiros (Lenzen, 2003).

**34** Pola contra, na análise dos impactos directos, adoitase a considerar a perspectiva do produtor. Así, por exemplo, o *Plan Nacional de Asignación de Derechos de Emisión de Gases de Efecto Invernadero* (Real Decreto

ta tamén este enfoque, pois a sustentabilidade dunha poboación avalíase considerando o consumo final de bens.

Non obstante, o enfoque IOLCA parte da premisa de que, se ben é certo que o produtor causa o impacto directamente, o consumidor demanda que o produtor actúe dese modo, polo que debería de existir algunha forma de que a responsabilidade se reparta entre ambos.

Xorde entón o concepto de responsabilidade compartida (Gallego e Lenzen, 2005; Lenzen et al., 2007) que recoñece que “*sempre hai dous grupos de persoas que, dalgún modo, participan nos impactos causados na produción de bens e servizos, existindo dúas perspectivas involucradas en cada transacción: o subministrador e o recipiente*” (Widemann e Lenzen, 2007a).

Si se considera unha determinada cadea de subministradores, cada impacto, por exemplo, as emisións de CO<sub>2</sub> xeradas, se repartiría entre o xerador directo e o seguinte subministrador, avanzando por toda a cadea ata chegar ao consumidor final, que compartiría unha parte do efecto causado polo nivel anterior na cadea. Agás o primeiro e o último nivel, cada participante traspasaría unha parte das emisións que xera, recibindo tamén unha parte do nivel anterior. Deste modo, evitaríanse problemas de dobre contabilidade (Widemann e Lenzen, 2007a).

Unha cuestión importante, relaciónase coa forma de realizar o reparto entre cada par de axentes participantes na cadea. Inicialmente, considerouse que cada produtor retén o 50% do impacto xerado, por exemplo as emisións de CO<sub>2</sub>, traspasando o restante 50% ao seguinte nivel da cadea. Sen embargo, Lenzen et al., (2007a) propoñen unha distribución baseada na comparación do valor engadido e o *output* total, de modo que se, por exemplo, esta *ratio* resulta un 60%, o xerador do impacto retería esa porcentaxe, traspasando ao seguinte nivel o 40% restante<sup>35</sup>. A Táboa 3.2 amosa un exemplo deste modo de proceder, cunha cadea relacionada coa produción e distribución de

---

1370/2006 de 24 de novembro) realiza unha asignación de dereitos representativos dunha cantidade de CO<sub>2</sub> en función das emisións de cada compañía. Na medida en que as empresas producen o efecto negativo, considérase que este é a súa responsabilidade.

**35** Tal e como sinalan Lenzen et al., (2007a), aplicando o 50% a cantidade que chega ao consumidor final depende do número de participantes na cadea.

mexillón, formada por un produtor ou bateeiro, un cocedoiro de mexillón, unha empresa conserveira, un distribuidor a pequena escala, e o consumidor final.

A aplicación do concepto de responsabilidade compartida precisa da determinación da *ratio valor engadido/output neto*, de modo que este valor determina que porcentaxe de emisións se reteñen, transferíndose o resto. Se consideramos o noso exemplo, este ratio é do 25% no caso do bateeiro, o primeiro nivel da cadea. Así, das 2.000 t de CO<sub>2</sub> xeradas, só se quedaría co 25%, 500 t. O resto van para o seguinte nivel, o cocedoiro de mexillón que, na súa actividade produce 5.000 t de CO<sub>2</sub>.

**Táboa 3.2.** Exemplo de distribución de emisións de CO<sub>2</sub> nunha cadea de subministradores co concepto de responsabilidade compartida

Concepto	Bateeiro	Cocedoiro	Conserveira	Comerciante polo miúdo	Consumidor final
Valor engadido (VE) (millóns €)	0,4	1,6	2,1	16,0	
Output neto (ON) (millóns €)	1,6	3,2	5,3	21,3	
VE/ON	0,25	0,50	0,40	0,75	
Responsabilidade retida	25%	50%	40%	75%	
Emisións de CO <sub>2</sub> directas (t)	2.000	5.000	1.000	400	
CO <sub>2</sub> recibido (t)	0	1.500	3.250	2.550	738
CO <sub>2</sub> retido (t)	500	3.250	1.700	2.213	738
CO <sub>2</sub> transferido (t)	1500	3.250	2.550	738	
CO <sub>2</sub> definitivo (t)	500	3.250	1.700	2.213	738

**Fonte:** Elaboración propia a partir de Wiedmann e Lenzen (2007).

A esa cantidade debemos sumarlle as 1.500 t recibidas, aplicando sobre o total, 6.500 t, a taxa de responsabilidade que retén. Neste caso é o 50%, correspondéndolle 3.250 t de CO<sub>2</sub> e transferindo outro tanto. Así se procedería ao longo da cadea, ata chegar ao consumidor final, que simplemente recibe a cantidade que lle transfire o nivel anterior, neste caso o comerciante polo miúdo. Deste modo, a responsabilidade repárase sen incorrer en dobre contabilidade, redistribuíndose o total de emisións directas, 8.400 t de CO<sub>2</sub> entre toda a cadea de distribución.

### 3.4.1.5. Os resultados do software BL<sup>3</sup>

Na actualidade, a ferramenta principal do IOLCA é un software elaborado polo ISA<sup>36</sup> denominado Bottomline3 (BL<sup>3</sup>). Partindo dos estados financeiros, principalmente dos gastos e ingresos de cada ano, e dalgúns datos relativos aos impactos directos de cada corporación, elabora un conxunto de indicadores económicos, sociais e ambientais, entre os que se inclúen gases de efecto invernadoiro, elementos contaminantes, uso de recursos e enerxía, metais pesados, fluxos de materiais, a PEC, a PCC, importacións, exportacións, emprego...<sup>37</sup>.

O BL<sup>3</sup> calcula os indicadores de acordo coa metodoloxía descrita, xerando diferentes tipos de resultados para cada indicador. A información ofrecida é a mesma para o conxunto de indicadores calculado, se ben a nosa exposición céntrase na PEC a quen se refiren as táboas e gráficos amosados.

Os autores realizan un importante esforzo á hora de describir as principais utilidades que se poden obter, proporcionando unha análise estándar que inclúe a seguinte información para cada empresa estudada (Wiedman e Lenzen, 2007a; Murray e Day 2007; Wiedmann e Lenzen 2006b). As Táboas 3.3 e 3.4 e os Gráficos 3.1 e 3.2 recollen un exemplo do tipo de resultados que se ofrecen para unha empresa imaxinaria denominada “Compañía V”.

En primeiro lugar, obtense o valor de cada indicador para a empresa estudada, expresado nas unidades habituais (Gha). A igual que na PEC de poboacións, ofrécese a información para os diferentes tipos de superficie (superficie cultivada, pastos, etc).

---

**36** O BL<sup>3</sup>, elaborase inicialmente para o estudo do conxunto da economía australiana ([www.bottomline3.com](http://www.bottomline3.com)), a partires da información recollida nas táboas *input-output* nacionais, ademais de determinadas estatísticas nacionais relativas a emisións de gases de invernadoiro, consumo de auga e outros impactos ambientais, estando en funcionamento a versión para o Reino Unido ([www.bottomline3.co.uk](http://www.bottomline3.co.uk)). Trátase dunha ferramenta flexible, polo que o conxunto de indicadores calculado pode adaptarse á información dispoñible en cada país, sen que, necesariamente deban ser os mesmos.

**37** O número de indicadores dependerá da información dispoñible. Foran et al., (2005a) estiman 10 indicadores para a economía australiana (enerxía primaria, emisións de gases de efecto invernadoiro, consumo de auga, alteración da superficie (*land disturbance*), importacións, exportacións, beneficios, tributos, horas de emprego e ingresos). Na versión inglesa do software estímense máis de 100 indicadores diferentes.

**Táboa 3.3.** A PEC da Compañía V e do sector ao que pertence (Gha)

Superficie	Valor da PEC (Gha)	PEC do Sector (Gha)	Compañía V/sector
Energía fósil	6,98	630.821	0,0011%
Energía nuclear	0,57	44.318	0,0013%
Superficie cultivada	0,45	60.529	0,0007%
Pastos	0,15	20.417	0,0007%
Superficie construída	1,94	151.348	0,0013%
Mar	0,11	21.278	0,0005%
Bosque	0,90	68.378	0,0013%
<b>Total</b>	<b>11,1</b>	<b>997.090</b>	<b>0,0011%</b>

**Fonte:** Elaboración propia a partir de Wiedmann et al., (2007a).

Así mesmo, ofrécese a mesma información relativa ao sector ao que pertence a compañía, podendo comprobar a importancia da súa pegada no total do sector e, polo tanto a súa contribución á PE sectorial.

Neste exemplo, trátase dunha empresa con moi pouca importancia sectorial en termos de pegada, existindo diferenzas importantes no peso relativo de cada compoñente (o peso relativo da pegada da enerxía nuclear e do bosque case duplica ao da superficie cultivada e pastos).

En tódolos casos, a pegada calculada é a pegada total (incluíndo impactos directos e indirectos), unha vez, que se aplica o concepto de responsabilidade compartida e se determina a parte que se retén e a que se recibe (Wiedmann, et al., 2007a).

Adicionalmente, é habitual expresar o indicador relacionándoo cunha unidade común, unha unidade monetaria de demanda final (por exemplo, *Gha* ou  $tCO_2/€$  de demanda final), de modo que se obtén un factor que recolle intensidade da PEC (Foran et al., 2005a) (Táboa 3.4).

Ofrécese tamén información da distribución da PEC nos diferentes niveis a “árbore de interdependencia”. Así, obtense unha visión do indicador que localiza os impactos en función da proximidade á empresa estudada, fundamental para tomar decisións que abrangan toda a cadea de distribución.

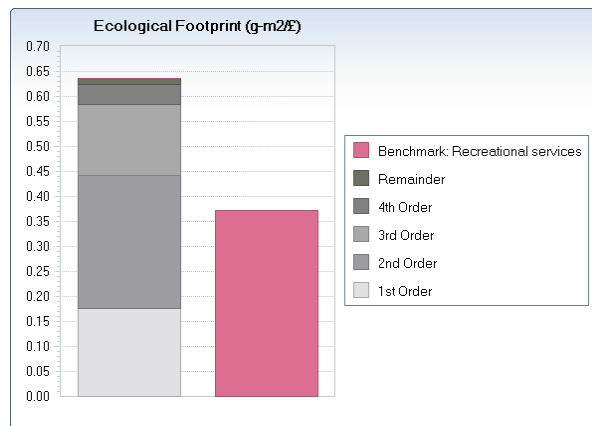
Táboa 3.4. A PEC relativa da Compañía V ( $m^2$  globais por € de demanda final)

Pegada Ecolóxica	Compañía V ( $m^2g/€$ )	Sector ( $m^2g/€$ )
Total	0,64	0,37
Energía fósil	0,40	0,23
Energía nuclear	0,030	0,017
Superficie cultivada	0,0042	0,0040
Pastos	0,012	0,011
Superficie construída	0,019	0,010
Mar	0,016	0,019
Bosque	0,013	0,007

Fonte: Elaboración propia a partir de Wiedmann et al., (2007a).

No noso exemplo, case  $0,35 \text{ mg}^2/€$  se corresponden con consumos directos da “Compañía V”, mentres que en torno a  $0,62 \text{ mg}^2/€$  son xerados no resto de niveis da árbore de interdependencia (Gráfico 3.1).

Gráfico 3.1. Distribución da PEC da Empresa V en función dos niveis da árbore de interdependencia nos que se xera

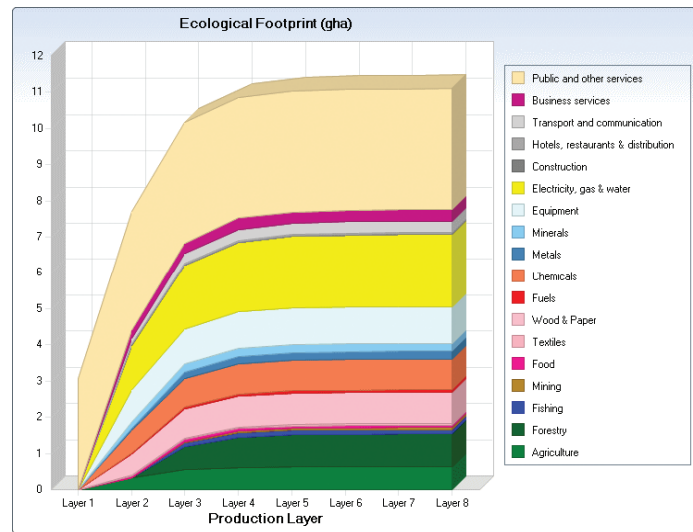


Fonte: Wiedmann et al., (2007a)

Incidindo nesta cuestión, ofrécese tamén a descomposición da PEC en oito niveis da “árbore”, de modo que, nunha clasificación que inclúe 18 sectores económicos, pode co-

ñecerse a pegada xerada en cada sector e en que nivel se xera. Tomando o exemplo dun dos 18 sectores, por exemplo, “Electricidade gas e auga”, obteríase información da PEC asociada ao consumo de bens e servizos dese sector, ademais de coñecer que parte dese valor se xera en cada un dos 8 niveis diferenciados (Gráfico 3.2).

**Gráfico 3.2.** Descomposición da PEC da “Empresa V” por sectores e niveis da “árbore de interdependencia”



Fonte: Wiedmann et al., (2007a).

Outro dos principais resultados ofrecidos afonda nesta labor, distribuíndose a PEC orixinada ao longo da cadea de sectores subministradores da empresa, non nos 18 sectores seleccionados, senón en toda a cadea completa para cada consumo, determinando a súa importancia na PEC total. Este tipo de análise pódese realizar tanto para a PEC, como para cada unha das súas compoñentes, na versión expresada en termos de superficie (Táboa 3.5).

Deste modo, a PEC queda perfectamente localizada, obtendo información de tipo de consumos a xeran e do nivel no que se produce, o que permite determinar en que momento da cadea se xeran os maiores impactos. Se consideramos o noso exemplo, a cadea de subministradores amosa a procedencia do ben ou servizo consumido pola Compañía V. Nalgúns casos é a propia compañía que xera directamente PEC (un 27,6%)

**Táboa 3.5.** Situación das compoñentes da PEC da Compañía V na árbore de interdependencia

Cadea de subministradores	Valor (Gha)	Nivel no que se xera	% de impacto total
Compañía V	3,06	1	27,6%
Produción e distribución de electricidade> Compañía V	1,09	2	9,80%
Mobles e manufacturas varias>Compañía V	0,49	2	4,41%
Bosques>Madeira e produtos da madeira>Compañía V	0,47	3	4,27%
Pasta e papel>Compañía V	0,40	2	3,61%
Químicos inorgánicos> Compañía V	0,36	2	3,22%
Agricultura>Compañía V	0,32	2	2,87%
Produción e distribución de electricidade>Maquinaria eléctrica>Compañía V	0,21	3	1,90%
Consultoría, asesoría legal e outros servizos de empresa>Compañía V	0,21	2	1,89%
Agricultura>Comida e bebida>Compañía V	0,19	3	1,69%
Maquinaria eléctrica e equipamento>Compañía V	0,14	2	1,25%
Pasta e papel>Imprenta e publicidade>Compañía V	0,12	3	1,05%
Servizos recreacionais>Compañía V	0,12	2	1,05%
Subministro de auga>Compañía V	0,12	2	1,04%
Madeira e produtos da madeira>Compañía V	0,11	2	0,97%

Fonte: Elaboración propia a partir de Wiedmann et al., (2007a).

mentres que no resto a pegada xérase a través dos diferentes subministradores, situados en diferentes posicións da árbore de interdependencia.

Se ben unha opción para reducir a PEC podería ser a consideración da substitución de aqueles provedores menos preocupados do medio ambiente, tamén se destaca a posibilidade de que tódolos membros da cadea cooperen e decidan conxuntamente como reducir a súa PEC.

### 3.4.1.6. Principais fortalezas e debilidades

O cálculo da PEC-PCC mediante a análise IOLCA é consistente, robusta e baseada en métodos científicos (Wiedmann et al., 2007a). Isto débese, en primeiro lugar, a súa

complitude, pois inclúe a demanda de superficie e o CO<sub>2</sub> xerado na actividade da propia empresa (impactos directos), ademais da pegada procedente das compras realizadas ao longo de toda a cadea de distribución (impactos indirectos). Esta tarefa realízase de modo que non existen erros de truncación (emprégase análise *input-output* relativa á economía do país ao que pertence a empresa), evitando ademais, problemas de dobre ou múltiple contabilidade.

Deste modo, as pegadas obtidas son totalmente comparables, pois propónse unha clasificación estándar sectorial con 18 sectores económicos, realizable a partir de calquera TIO convencional. A información precisa para o cálculo, baseada no sistema de contas anuais dos países, é accesible e, nalgúns casos, actualizada frecuentemente.

O método é, polo tanto, teoricamente robusto, se ben desde o punto de vista práctico o mantemento desta robustez implica certos custos, relacionados principalmente coa perda de precisión á hora de aplicalo a realidades diferentes de sectores económicos, como poden ser empresas.

Suh et al., (2004) sinalan algúns problemas relacionados coa aplicación de técnicas *input-output* con LCA, totalmente válidos para o cálculo da PEC e a PCC no marco da análise TBL.

As táboas *input-output* convencionais elabóranse en unidades monetarias, o que pode modificar o peso das relacións en termos físicos, necesarias para o cálculo dos efectos indirectos, sen que se teña constancia da magnitude deste erro nos estudos realizados. Ademais, son unha estatística que non sempre se elabora anualmente, polo que, en determinados casos poden ser obsoletas.

Igualmente, as TIO asumen que os bens importados se producen empregando a mesma tecnoloxía que si se producisen domesticamente, o que pode tamén podería significar erros importantes, no caso de economías onde as importacións sexan relevantes. Os propios Wiedmann et al., (2007a) recoñecen que existen algunhas limitacións na estimación da PEC das importacións e as cadeas de subministradores internacionais.

Outra cuestión destacable, relaciónase coa dispoñibilidade de información nalguna das fases do método. En seccións anteriores (apartado 2.5) describiuse o método de cálculo da PE empregando IOA, sinalando a dificultade de estimar as necesidades directas de superficie de cada sector, un dos elementos centrais do método. A nivel da

PEC, segue existindo o mesmo problema, agravado pola necesidade de dispoñer de factores de superficie específicos para cada compoñente da pegada.

Finalmente, o concepto de responsabilidade compartida pode ser criticado desde que implica a introdución dun criterio de reparto entre os distintos participantes no ciclo de vida do ben en cuestión. A asunción dunha porcentaxe de retención do 50% presenta o xa mencionado problema de que o número de participantes inflúe na cantidade de pegada recibida polo consumidor final. A consideración do valor engadido implica a introdución dun criterio non baseado en datos biofísicos, o que afasta ao indicador do seu dun dos seus obxectivos principais, amosar a dependencia dos humanos da natureza, dificultando, ao mesmo tempo, a súa comprensión polo público xeral (Kitzes et al., 2007b).

Polo tanto, estamos ante un método que soluciona moitos problemas teóricos que se deben afrontar á hora de calcular indicadores ambientais, no noso caso a PEC. Así mesmo faise un esforzo importante porque os resultados sexan comparables, establecendo o software empregado, aqueles resultados principais e a súa utilidade. Sen embargo, non temos a certeza da precisión que se perde co seu uso, pois a nivel práctico as cuestións sinaladas constitúen limitacións importantes.

### **3.4.2. O método composto das contas contables (MC3)**

Unha segunda aproximación á pegada ecolóxica corporativa é a denominada “método composto das contas contables” (MC3), desenvolvido por Doménech (2004a, 2004b, 2007). Partindo do concepto de PE empregado por Wackernagel et. al., (2000) para os fogares, Doménech desenvolve un método de cálculo aplicable a empresas e organizacións, impulsando a creación dun “Grupo de traballo sobre mellora da pegada ecolóxica corporativa”, do que é o coordinador. Nel participan as Universidades de Oviedo, Cantabria, Valencia, Cádiz e Santiago de Compostela, representada polo Grupo de Investigación de Economía Pesqueira e Recursos Naturais.

No momento de redactar este texto, está dispoñible a primeira versión do MC3 (MC3 1.0), estando finalizándose a segunda (MC3 2.0), onde se incorporan, entre outras cousas, algúns resultados obtidos no grupo de traballo. De aí que este estudo se realiza considerando a versión dispoñible.

### 3.4.2.1. A PEC desde a perspectiva do MC3

Tal e como temos insistido neste estudo, na medida en que a PE é un indicador que se calcula en base ao consumo, propicia que o consumidor final sexa o responsable dos impactos ambientais asociados ao ben consumido. Non obstante, calquera produto que chega ao consumidor final “*atravesou unha cadea de valor, máis ou menos longa, desde a extracción das materias primas, ata o produto acabado, pasando polo deseño, a transformación, a promoción, a distribución e o transporte ou a comercialización*” (Doménech, 2007, 76). Así, en cada un deses elos vaise xerando unha parte da pegada que finalmente recibe o consumidor final.

Ten sentido preguntarse como se distribúe esa pegada que recibe o consumidor final nas diferentes etapas do seu ciclo de vida, ou doutro modo, a estimación da PEC final considerando a pegada xerada en cada fase da súa vida<sup>38</sup>. O MC3 aborda esta tarefa considerando o ciclo de vida de bens e servizos desde a perspectiva das empresas que interveñen na súa elaboración, desde a fase de materias primas ata que se distribúe ao consumidor final.

En cada etapa do ciclo de vida, as empresas adquiren o produto obxecto da cadea de valor, engadindo pegada, ben no proceso de transformación, transporte e distribución, ou ben consumindo bens e servizos que non se incorporan directamente ao produto, pero que son necesarios para o funcionamento da empresa (electricidade, material de oficina, servizos de limpeza...). Deste modo as corporacións, en tanto non realizan a transferencia dos seus produtos ao seguinte nivel da cadea poden considerarse “consumidores finais provisionais”. Así “*toda empresa como depositaria ou posuidora dos produtos que herda ou adquire e como xeradora de nova pegada, debido aos seus propios procesos, pode aplicar con total propiedade o concepto de PE*” (Doménech, 2007, 78).

---

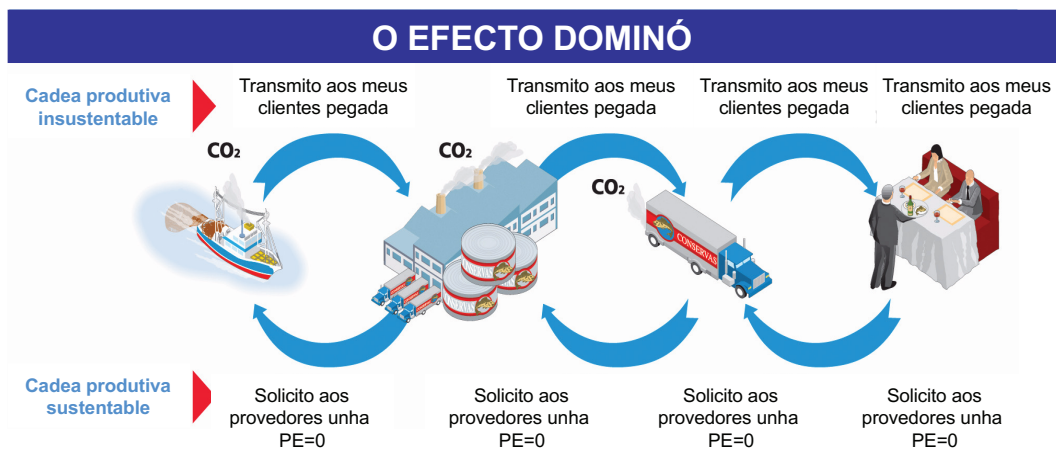
**38** Nesta tarefa, o principal problema é evitar dobres contabilidades, existindo traballos recentes que buscan fórmulas para realizar esta distribución partindo da PEC calculada en función do consumo (Wiedmann et al., 2006c). Neste estudo emprégase a análise *input-output* para distribuír a PEC entre os diferentes sectores económicos que a xeran, diferenciando tamén as compoñentes da demanda final.

Esta forma de entender a pegada, vén reforzada polo que se pode denominar “o paradoxo do incendio”. Doménech (2007) sinala que, en caso de incendio ou calquera outro accidente que estrague o produto antes de estar totalmente terminado, a empresa que o posúe nese momento é a depositaria ou responsable desa pegada, que non chega ao consumidor final. Así, incluso aquelas actividades que se limitan a actuar de intermediarios no proceso son depositarios da pegada do ben que reciben, en tanto sexan o seu propietario<sup>39</sup>.

A estimación da pegada ecolóxica de bens e servizos considerando o seu ciclo de vida ten diferentes utilidades. Por un lado, a identificación das actividades que xeran pegada ao longo da cadea de subministradores e a colaboración entre empresas, permitirá aos participantes no ciclo de vida do ben ou servizo en cuestión, a adopción dun enfoque máis amplo para mellorar o seu desempeño ambiental e obter reducións de custos (Carbon Trust, 2008b).

Desde outro punto de vista, o indicador podería ser empregado nunha ecoetiqueta que informe ao consumidor da pegada dos bens e servizos que adquire, ofrecendo información medioambiental que pode incorporar ás súas decisións de compra.

Figura 3.2. A PEC-PCC e o ciclo de vida de ben se servizos



Fonte: Elaboración propia.

<sup>39</sup> Por exemplo, a un concesionario de automóviles deberíamos asignarlle a PEC de tódolos coches que pasan por el pois, se por calquera motivo o coche se destrúe, o concesionario é o consumidor final do mesmo.

Se os consumidores comezan a demandar bens e servizos cunha PEC baixa, as empresas dos niveis anteriores da cadea estarían incentivados a reducir a súa pegada, ben reducindo os seus consumos, incorporando tecnoloxías máis eficientes, contratando enerxías limpas ou tamén, demandando aos seus provedores que reduzan a PEC que lle transmiten, ou elixindo provedores con menor pegada (Figura 3.2). Produciríase, entón, un “efecto domino”, de modo que o emprego da PEC como ecoetiqueta, contribuiría á sustentabilidade da cadea e, polo tanto, á sustentabilidade global, na medida en que o efecto se estenda ao maior número posible de bens e servizos.

O MC3 xorde tendo en conta esta premisa, máis ten unha dobre finalidade: por un lado, permite estimar a pegada de organizacións e empresas, sendo unha ferramenta de xestión medioambiental. Por outro, ten utilidade para estimar a PEC de bens e servizos en función seu ciclo de vida, permitindo que o indicador actúe como ecoetiqueta.

Ata o momento, o método foi desenvolvido orientándose ao cálculo da pegada de corporacións, o primeiro paso para a súa posterior aplicación a bens e servizos, pendente de realizar. Neste capítulo describimos o seu funcionamento exclusivamente desde a perspectiva na que se vén empregando, afondando nas cuestións relativas ao cálculo da pegada de organizacións e empresas individualmente, sen considerar o ciclo e vida dos seus produtos.

### **3.4.2.2. *Descrición da metodoloxía***

A orixe do MC3 podemos atopala en diferentes traballos de Wackernagel, como Wackernagel (1998a) e, principalmente, Wackernagel et. al., (2000). Baseándose na matriz de consumos e superficies presente na folla de cálculo elaborada para estimar a pegada das familias, Doménech (2004a, 2004b, 2007) diseña unha matriz que recolle os consumos das principais categorías de bens e servizos que unha empresa precisa, tomando como referencia á Autoridade Portuaria de Xixón, a primeira organización á que se aplicou o MC3. A idea é elaborar un listado que recolla todas as categorías de produtos consumidos, existindo tamén apartados para os refugallos xerados e o uso do solo.

Así, poderase determinar a PEC, definida “*o impacto ambiental de calquera or-*

ganización provocado por: a) a compra de todo tipo de bens e servizos [...]; b) a venda de produtos procedentes da produción primaria de alimentos e outros recursos forestais ou bióticos, é dicir, cando hortalizas, froitas ou carnes, entran por primeira vez na cadea de mercado; c) a ocupación do espazo; e d) a xeración de residuos” (Doménech, 2007, 79).

Ao igual que no método composto de Wackernagel, os consumos e a xeración de refugallos son transformados na superficie que se precisa para obter os bens e servizos consumidos, considerando a produtividade da superficie na que se obteñen, de modo que a PEC se expresa tamén hectáreas estandarizadas<sup>40</sup>. En canto á PCC, o MC3 1.0 recolle as emisións de CO<sub>2</sub> derivadas da queima de combustibles fósiles e do consumo de madeira. A versión 2.0 incorporará as emisións dos gases de efecto invernadoiro, convertibles en CO<sub>2</sub> a partires dos coeficientes de “potencial de quecemento global” que elabora o IPCC (IPCC, 2007).

A información necesaria para o cálculo, obtense, principalmente, de documentos contables, como o balance e a conta de perdas e ganancias<sup>41</sup>, se ben pode ser necesaria información doutros departamentos da empresa, que dispoñan de información específica de determinados apartados (xeración de refugallos, superficie ocupada polas instalacións da organización, consumo de auga e enerxía...).

### **3.4.2.3. A matriz de consumos-superficies**

O cálculo da PEC realízase nunha folla de cálculo, que funciona como a matriz de consumos-superficies empregada no cálculo da PE (Táboa 3.6). Ademais de mostrar os resultados, posibilita o seu cálculo. As filas amosan a pegada os consumos e refugallos considerados, mentres que as columnas da matriz, inclúen, entre outras cousas, as distintas superficies nas que se divide o indicador. Non obstante, esta folla de cálculo é

---

<sup>40</sup> O cálculo das hectáreas estandarizadas realízase empregando factores de equivalencia e rendemento, do mesmo modo que na versión tradicional do indicador.

<sup>41</sup> De aí a denominación “método composto das contas contables”.

**Táboa 3.6.** Estrutura da folla de cálculo que recolle a matriz consumos-superficies da pegada ecolóxica corporativa

Categoría de produto	Consumo anual					Produtividade	
	Unidades de consumo [ud./ano]	Euros sen IVA [euros/ano]	Toneladas [t/ano]	Intensidade enerxética [GJ/t]	GJ [GJ/ano]	Natural [t/ha/ano]	Enerxética [GJ/ha/ano]
<b>1. Enerxía</b>							
1.1 Electricidade							
1.2 Combustibles							
1.3 Materiais							
1.4 Materiais de construción							
1.5 Servizos							
1.6 Refugалlos e residuos							
<b>2. Uso do solo</b>							
<b>3. Recursos agropecuarios e pesqueiros</b>							
<b>4. Recursos Forestais</b>							

(continúa na páxina seguinte)

máis complexa que a matriz deseñada por Wackernagel e Rees (1996) (Táboa 2.2), tal e como describimos a continuación.

No caso das filas, recollen os diferentes consumos que pode realizar unha corporación, ademais dos posibles tipos de refugалlos. Ao igual que na matriz consumos-superficies tradicional, esta folla de cálculo recolle a pegada de cada consumo, coas particularidades que sinalaremos neste apartado.

En relación ás columnas, existen elementos adicionais, que deben ser explicados. A folla de cálculo divídese en 6 grupos de columnas que reflicten, respectivamente, os diferentes epígrafes, capítulos e demais diferenciacións en canto aos consumos e refugалlos, os consumos anuais, as produtividades, a pegada por tipo de ecosistema, a pegada total e, finalmente, a contrapegada.

O primeiro grupo está formado por unha única columna, consistente nunha lista de consumos e refugалlos. Trátase de recoller tódolos tipos de consumos que pode realizar unha corporación e os refugалlos xerados. Non se trata dunha clasificación pechada,



total, nalgúns casos divididos en subcategorías, nas que se poden diferenciar distintos niveis en función do detalle co que se recolla cada consumo.

A proposta de categorías produtos realízase considerando un dobre criterio que ten en conta tanto a clasificación establecida en traballos de Wackernagel (Wackernagel, 1998ac; Wackernagel et al., 2000) como un criterio práctico, relevante para a obtención da PEC. Así, é doado, en moitos casos, facer corresponder a categoría establecida, cos códigos TARIC dos capítulos arancelarios empregados nas diferentes estatísticas de comercio exterior.

Deste modo, ademais de optar por unha clasificación difundida e coñecida en economía, Doménech consegue solucionar un dos principais problemas operativos presentes en diferentes métodos de cálculo da PEC, relacionado coa imposibilidade de obter información en unidades físicas, principalmente unidades de masa, dunha grande parte dos consumos realizados polas empresas.

**Táboa 3.7.** Un exemplo das categorías de produtos incluídos na folla de cálculo proposta: o caso dos Recursos forestais.

Epígrafe	Categoría de produto
3. RECURSOS FORESTAIS	Produtos básicos de madeira
	Mobiliario de madeira e outras manufacturas
	Papel, cartón e as súas manufacturas
	Produtos editoriais, prensa e industria gráfica
	Manufactura do caucho
	Consumo de auga

Fonte: Doménech (2007, 364).

Considerando que moitas empresas e organizacións non dispoñen de sistema algún de contabilidade analítica, a base da información empregada para estimar a súa PE son as contas anuais. Cómpre, polo tanto, deseñar algún método que permita realizar a transformación “euros gastados-toneladas asociadas”.

Na maioría de países están dispoñibles bases de datos de comercio exterior que permiten acceder ás X e M de cada capítulo arancelario, ofrecendo a información en

peso e valor<sup>43</sup>. De aí que é posible obter un ratio *tonelada/euro* de X ou M de cada capítulo arancelario, que pode ser aplicado aos consumos dunha empresa en termos monetarios para estimar o seu peso, en ausencia doutra fonte de información máis precisa. Se ben posteriormente incidiremos nos detalles deste cálculo, ten sentido mencionalo aquí, dada a súa influencia na elección das categorías de produtos.

O segundo grupo (columnas 2-6 da Táboa 3.6) amosa os consumos de cada produto, expresados en unidades específicas. Ao igual que no caso da PE de poboacións, é necesario comparar os consumos coa produtividade natural, expresada en *t/ha*, polo que, como adiantamos, cómpre que os primeiros se expresen en toneladas.

Nalgúns casos, materiais, recursos agropecuarios e pesqueiros e recursos forestais, é posible, inda que non moi probable de acordo á nosa experiencia, que as empresas dispoñan da información necesaria en toneladas, incorporando o dato directamente na cuarta columna da Táboa 3.6. Noutros casos, electricidade, combustible, residuos e auga... existe a posibilidade de que se dispoña da información nalgunha unidade física relacionada cun consumo específico (litros ou m<sup>3</sup> de combustible ...), facilmente transformable a toneladas, considerando as características do produto consumido. Así a columna 2 recollería a información expresada nestas unidades.

En canto ao epígrafe *Uso do solo*, as unidades empregadas serán unidades de superficie, transformables directamente a hectáreas, sen necesidade de realizar proceso de cálculo algún. As categorías para as que non sexa posible dispoñer doutra unidade máis axeitada, estarán expresadas en euros, excluindo o IVA<sup>44</sup>, recolléndose na columna 3.

O segundo grupo de columnas inclúe tamén dúas columnas adicionais, relacionadas coa consideración da enerxía incorporada nos bens consumidos. A inclusión destas columnas relaciónase coa dobre pegada que contabiliza o MC3, recollendo, ademais da pegada natural, unha pegada enerxética, pois algúns dos consumos realizados polas empresas non teñen relación directa con ningún tipo de superficie, quedando reflectidos na PEC en función da enerxía que precisaron para a súa produción.

<sup>43</sup> Ademais das estatísticas nacionais neste senso, bases de datos como COMTRADE, de Nacións Unidas (<http://comtrade.un.org/db/default.aspx>), poden ser útiles para este cálculo.

<sup>44</sup> A exclusión do IVA fundaméntase en que o imposto é unha adición monetaria que non ten correspondencia en termos físicos, polo que debe ser eliminado.

Esta pegada estímase de modo similar á compoñente enerxética da PE, comparando a enerxía incorporada ao consumo de bens, servizos e á xeración de refugallos, coa cantidade de enerxía que pode producir unha hectárea de bosque. Se ben os detalles deste cálculo serán expostos posteriormente, sinalamos neste apartado a necesidade de que a sexta columna da folla de cálculo recolla a cantidade de enerxía por tonelada necesaria, para obter cada ben consumido, ou, noutras palabras, a súa intensidade enerxética. Multiplicando as toneladas consumidas (columna 4) pola intensidade enerxética ( $GJ/t$ ) (columna 5), obtemos os xigaxullos (GJ) de enerxía asociados a cada consumo (columna 6).

O terceiro grupo de columnas amosa a produtividade de cada ben, existindo dúas columnas, a produtividade natural, en toneladas por hectárea (columna 7), e a produtividade enerxética, en xigaxullos por hectárea (columna 8).

O cuarto grupo consta de seis columnas (9-14). Son as que amosan a pegada ecolóxica, repartida entre as diferentes superficies, as mesmas que na pegada dos países (enerxía fósil, superficie cultivable, pastos, bosques, superficie construída e mar), se ben agora a primeira subpegada é a enerxía, e non a superficie cultivable.

Existe un último grupo de dúas columnas (15-16) que recolle a pegada ecolóxica total ou a superficie ocupada e a contrapegada. Este concepto describirase en apartados posteriores.

### **3.4.2.4. *Proceso de cálculo***

Unha vez vista a estrutura da folla de cálculo, podemos comezar a ver como se calcula a PE. O noso obxectivo é realizar unha descrición xeral que nos permita comprender as principais ideas implícitas neste proceso.

Un primeiro aspecto a sinalar, relaciónase coa necesidade de transformar os consumos das organizacións, frecuentemente dispoñibles en termos dos euros gastados, nas toneladas asociadas a ese importe, necesarias para estimar a PEC. É dicir, ante unha compra de, por exemplo, un ordenador de 1.000 euros, debemos ser capaces de obter “o peso deses 1.000 euros”. No caso do ordenador, unha opción sería pesalo, ou consultar o peso co fabricante ou vendedor. Estamos ante un produto bastante estandarizado, e non

sería unha operación custosa en termos de tempo. Sen embargo, no que atangue a outro tipo de bens, por exemplo maquinaria específica, elementos de transporte..., esta forma de proceder non resulta operativa, por non estar a información dispoñible, ou ben porque o tempo investido nese labor retrasaría moito o cálculo da PEC, convertendo a estimación do indicador nun proceso complexo, cun menor atractivo para as empresas.

De aí que sexa necesario idear unha forma de realizar esta conversión dun modo o máis sistemático posible, recorrendo a estatísticas de comercio exterior para esta labor. Este tipo de estatísticas son útiles para esta fin, pois, en primeiro lugar, establecen unha clasificación estándar que agrupa a totalidade de bens obxecto de comercio por unha economía en diferentes categorías. Dado que as filas da folla de cálculo que emprega o MC3 tratan de recoller as principais categorías de produto que consume unha organización, esta clasificación axústase as necesidades do método.

En segundo lugar, este tipo de estatísticas adoitan ofrecer información do peso das mercancías comercializadas e do seu valor, o que permite transformar automaticamente en toneladas os importes monetarios que subministren as empresas, ao obter un factor *toneladas/euro* para cada unha das categorías de produto. Así, se unha empresa adquire un automóbil por un importe de 20.000 euros, unha vez descontados os impostos, o seu peso sería obtido buscando o capítulo arancelario que inclúe os automóviles, atopando o valor total e o peso dos automóviles exportados, calculando esa relación por cociente. Por exemplo, se ese factor fora 0,0000788 *t/euro*, e o custo do automóbil os 20.000 euros sinalados, obteríamos que o peso do noso automóbil é de 1,5762 toneladas (Táboa 3.8).

**Táboa 3.8.** Exemplo da forma de obter o peso dun gasto en Euros empregando as estatísticas de comercio exterior. Ano 2007

Capítulo arancelario	Peso $\chi^{(*)}$ (miles kg) (1)	Valor $\chi$ (miles €) (2)	Factor t/€ (3) (1)/(2)/(1000)	Elemento	Gasto (€) (4)	Peso gasto (t) (3)x(4)
87. Vehículos automóbiles	2.913.032	36.962.834	0,0001	Furgoneta	20.000	1,5762
70. Produtos cerámicos	3.554.856	2.778.828	0,0013	Envases	500	0,6396
1. Carnes	1.143.432	2.193.294	0,0005	Bovino	3.000	1,5

(\*) Exportacións de bens do país ou rexión no que se sitúa a empresa estudada.

Fonte: Base de Datos de Comercio Exterior.

Cabe preguntarse se o factor aplicado se calcula considerando as X ou as M, optando polas segundas, asumindo que “*inda que en teoría unha empresa pode comprar a calquera país, na práctica case todas as compras son nacionais*” (Doménech, 2007, 91).

Por outro lado, debemos considerar que un determinado ben pode incluírse nun capítulo arancelario xunto con outros diferentes, polo que a precisión do factor pode ser maior ou menor dependendo do caso. Non obstante, as estatísticas de comercio exterior permiten afondar no grao de detalle das categorías de produtos, desagregando os diferentes capítulos arancelarios en diferentes niveis. Deste modo, canto máis se descenda na selección dos capítulos, máis precisa será a transformación.

En España é de libre acceso a “Base de datos de Comercio Exterior”, elaborada pola *Agencia Española de la Administración Tributaria (AEAT)*<sup>45</sup>. Esta base de datos ofrece información en peso e en valor de X e M de España e as CCAA, dos 99 principais capítulos arancelarios, podendo descender a un nivel de 8 díxitos, nunha serie que comeza en 2001, o que facilita a estimación destes factores<sup>46</sup>.

En todo caso, o seu uso recoméndase cando non exista información dispoñible da organización estudada ou incluso do sector que produce o ben. Outra alternativa para transformar un gasto monetario en unidades de masa, é o uso de estatísticas de prezos do ben en cuestión, no caso de que estean relacionados con algunha unidade que permita facer a conversión a toneladas<sup>47</sup>.

En relación ás características do método de cálculo, cómpre resaltar que o MC3 vai manter a filosofía do “método composto” de Wackernagel e Rees, considerando a particularidade de que unha boa parte dos bens que se consumen nunha empresa non se obteñen directamente de ningunha superficie produtiva. As empresas compran máqui-

---

**45** Consultar <http://aduanas.camaras.org>

**46** Por exemplo, supoñamos que queremos determinar o peso das etiquetas que unha empresa que produce viño incorpora ás súas botellas. O capítulo 48 da “Base de datos de comercio exterior” denomínase “Papel, cartón e as súas manufacturas”, incluíndo todo tipo de papel e cartón. O cociente entre o peso e o valor das exportacións en 2006 é de 0,0012 t/euro en 2006. Se afondamos nese capítulo, vemos que hai un subcapítulo, o 4821, denominado “Etiquetas de todas clases de papel e cartón, incluso impresas”, cuxo factor toneladas/euro no mesmo ano é de 0,0002 t/euro, sendo máis preciso que o primeiro para o cálculo que nos interesa.

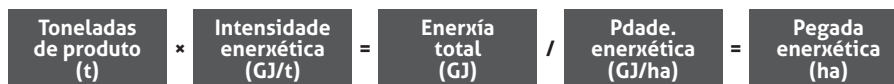
**47** Este sería o caso dos combustibles. A súa cotización, euros/litro, permite que, dado o gasto monetario, se obteñan os litros de combustible consumidos e, posteriormente, as toneladas, considerando características da composición de cada un.

nas, ordenadores, consumen electricidade..., bens para os que a pegada non pode ser calculada polo método tradicional, dividindo o consumo, en toneladas, entre a produtividade da superficie da que provén pois, ao non ser bióticos, non proceden directamente de ningunha superficie.

Xorde entón un problema, pois a maioría de consumos non se poden computar na pegada de acordo a como se viña realizando. Neste caso, o indicador recolle o impacto da enerxía empregada na súa produción en termos de demanda de superficie e xeración de CO<sub>2</sub>.

Ao referírmonos a territorios, tense en conta o consumo de enerxía total dos habitantes do país ou rexión estudado, considerando tamén a enerxía incorporada ás importacións e exportacións de bens. Na PEC, Doménech (2004a, 2004b, 2007) recorre a factores de intensidade enerxética, que indican a enerxía consumida na produción de cada ben, servizo, ou refugallo que consumen ou xeran as empresas, expresada en *GJ/t*<sup>48</sup>. Teñen sentido, entón, a quinta e a sexta columna da Táboa 3.6, pois a enerxía total incorporada na produción de cada produto obtense multiplicando o consumo, en toneladas, pola intensidade enerxética.

**Figura 3.3.** Esquema de cálculo da pegada "enerxética"



Fonte: Elaboración propia.

Unha vez que se obtén a enerxía, compárase coa produtividade enerxética de cada combustible, calculando así a pegada dos bens non bióticos. A produtividade enerxética refírese á cantidade de enerxía que pode asimilar unha hectárea de bosque. No caso de combustibles fósiles, estímase a partires da enerxía contida nas emisións de CO<sub>2</sub>, pois existen factores estándar que recollen a cantidade de CO<sub>2</sub> que emite cada combustible

<sup>48</sup> Este tipo de factores de intensidade enerxética son os mesmos que os empregados no cálculo da pegada de poboacións, para determinar a cantidade de enerxía incorporada aos fluxos comerciais.

por GJ consumido<sup>49</sup>, sendo posible realizar a operación inversa, estimando os GJ de cada combustible que foron necesarios para emitir a cantidade CO<sub>2</sub> que pode absorber anualmente unha hectárea.

Para esta tarefa, a taxa de absorción de CO<sub>2</sub> por hectárea empregada por Doménech non son as 6,6 tCO<sub>2</sub>/ha/ano (1,8 tC/ha/ano) propostas por Wackernagel e Rees (1996), senón que se actualiza este valor a 5,21 tCO<sub>2</sub>/ha/ano (1,42 t C/ha/ano) de acordo á proposta do Panel Internacional sobre Cambio Climático (IPCC, 1997)<sup>50</sup>. Con esta taxa e, considerando factores de emisión de 20, 15, 26 tC/TJ, para os combustibles líquidos<sup>51</sup>, os gases de orixe fósil e o carbón, Doménech (2007, 83-84) establece produtividades de 71, 93 e 55 GJ/ha/ano<sup>52</sup> (Táboa 3.9).

En relación ás produtividades das enerxías renovables, considérase a capacidade de produción das diferentes instalacións (encoros, aeroxeradores, placas solares...) por hectárea, asumindo 15.000, 200, 60.000, 1.500, 40.000 GJ/ha/ano para as enerxías hidráulica, minihidráulica, eólica, solar fotovoltaica e solar térmica.

No caso da leña e biomasa de madeira, Doménech (2007) emprega valores medios mundiais de diferentes parámetros relativos á capacidade de producir madeira dos bosques (3,75 m<sup>3</sup>/ano/ha<sup>53</sup>), á densidade da madeira (600 kg/m<sup>3</sup>) e ao seu contido enerxético (20 Mj/kg), asumindo que as explotacións orientadas á biomasa producen o dobre de leña que un bosque non orientado a esta actividade. Así, as produtividades respectivas son de 45 e 90 GJ/ha/ano (Táboa 3.9).

É destacable que nos apartados da folia de cálculo que recollen o consumo de electricidade e combustibles, existe unha clara relación entre o tipo de consumo e a produ-

---

**49** Aplícanse os factores obtidos de MMA (2006).

**50** Por exemplo, os combustibles líquidos teñen, en termos medios, un factor de emisión de carbono de 0,0734 tCO<sub>2</sub>/GJ. Se consideramos a taxa de absorción de 5,21 tCO<sub>2</sub>/ha/ano, unha hectárea de bosque podería absorber 70,98 GJ de combustibles líquidos ao ano (5,21/0,0734), valor que se tomaría como produtividade enerxética dos combustibles líquidos.

**51** Nesta denominación inclúense os seguintes combustibles: Gasolina 95, Gasóleo A, Gasóleo B, Gasóleo C, Fuel oil e biodiesel. A fonte empregada para obter os factores de emisión é MMA (2006).

**52** Eses valores xorden de dividir 1,42 tC/ha/ano entre 0,020 e 0,015 tC/GJ. En relación aos combustibles líquidos, sería posible estimar unha produtividade para cada un (gasolina, gasóleo...) se ben o autor os agrupa, pois as diferenzas son mínimas. Á enerxía de orixe nuclear aplícaselle a produtividade dos combustibles líquidos.

**53** Considérase que a produción media de madeira en rolo é de 1,99 m<sup>3</sup>/ha/ano, existindo un factor de desfeito de 1/0,53.

Táboa 3.9. Produtividades enerxéticas empregadas no MC3

Tipo de combustible/enerxía	Produtividade Enerxética (GJ/ha/ano)	Fonte
Carbón	55	Wackernagel (1998c)
Gas fósil	93	Wackernagel (1998c)
Combustibles líquidos	71	Wackernagel (1998c)
Leña	45	Wackernagel (1998a)
Biomasa de madeira	90	Wackernagel (1998a)
Hidráulica	15.000	Wackernagel e Rees (1996)
Minihidráulica	200	Wackernagel et al., (2000)
Eólica	60.000	Wackernagel e Rees (1996) actualizado por Doménech
Fotovoltaica	1.500	Wackernagel e Rees (1996) actualizado por Doménech
Solar térmica	40.000	Wackernagel e Rees (1996)

Fonte: Elaboración propia a partir de Doménech (2007).

tividade enerxética (ao consumo de enerxía de orixe eólico, correspóndelle a produtividade da enerxía eólica, ao consumo de gasóleo, a produtividade dos combustibles líquidos...). Sen embargo, esta relación non existe no resto de consumos, pois descoñécese o tipo de enerxía ou combustible que se empregou para producir, por exemplo, un ordenador ou un automóbil. Nese caso, o método elixe a produtividade dos combustibles líquidos, asumindo que é a máis frecuente (Doménech, 2007).

As corporacións tamén poden consumir recursos bióticos, como alimentos, madeira... Neste caso, a estimación da pegada realízase polo método habitual de dividir o consumo, neste caso en toneladas, pola produtividade natural da superficie á que se asigna cada produto<sup>54</sup>. Non obstante, a PEC dos recursos bióticos, debe incluír tamén a enerxía que se emprega na produción destes bens, polo que, ademais da pegada “natural ou biótica”, estímase a súa pegada “enerxética”, de igual modo que se faría para calquera outro produto (Figura 3.4). Na medida en que os bosques absorben CO<sub>2</sub>, o consumo de

<sup>54</sup> Así, por exemplo, se temos un consumo de 10 toneladas de uvas e a produtividade das uvas é de 9,3 t/ha, a pegada das uvas sería de 1,07 ha, asignada á superficie cultivos, ao igual que se faría na pegada dun país.

bens elaborados a partir de madeira, xera a cantidade deste gas non absorbida pola superficie forestal destruída, ademais de computar a demanda de superficie <sup>55</sup>.

Polo tanto, a PE destes bens, principalmente os recursos agropecuarios, pesqueiros e forestais de acordo ás categorías de produtos da folla de cálculo, ten as dúas compoñentes sinaladas, a “natural” e a “enerxética”. No resto dos casos (electricidade, combustibles, materiais, materiais de construción, servizos e refugallos) recóllese a súa pegada “enerxética”.

**Figura 3.4.** Esquema de cálculo da pegada “natural”

$$\begin{array}{|c|} \hline \text{Toneladas} \\ \text{de produto} \\ \text{(t)} \\ \hline \end{array} / \begin{array}{|c|} \hline \text{Pdade.} \\ \text{natural} \\ \text{(t/ha)} \\ \hline \end{array} = \begin{array}{|c|} \hline \text{Pegada} \\ \text{natural} \\ \text{(ha)} \\ \hline \end{array}$$

Fonte: Elaboración propia.

En relación ás produtividades dos recursos bióticos, cómpre aclarar que se opta polo uso de produtividades globais ou mundiais, pois, tal e como indica Doménech (2007, 84), “no crecente mundo globalizado no que vivimos, os artigos consumidos polas empresas ou corporacións teñen diversas procedencias, o que faría moi dificultoso traballar coas produtividades locais de cada un”. Autores como Relea e Prat (1998) defenden esta opción para a pegada dos países, afirmando que o uso de produtividades locais pode provocar que aqueles con máis recursos económicos consuman recursos dos lugares máis produtivos do planeta para reducir a súa pegada vía produtividade, deixando os produtos de terras menos produtivas e, polo tanto, con maior pegada, aos países pobres.

Finalmente, a PEC, de acordo ao MC3, recolle a superficie empregada polas empresas, tanto en terra firme como no mar. Neste caso, diferéncianse distintos tipos de solo (construído, zonas de cultivos, pastos...), estimándose tamén a contrapegada da organización.

A contrapegada é un concepto asimilable, en parte, á superficie bioloxicamente produtiva (SBP). Lembremos que na análise de PE, pódese comparar a superficie neces-

---

<sup>55</sup> A capacidade de absorción de océanos, pastos e cultivos está menos estudada, sendo excluída da versión inicial do MC3, xa incorporada na versión 2.0.

saría para satisfacer as necesidades dos habitantes dun determinado territorio, a propia PE, coa superficie dispoñible para satisfacer esas necesidades<sup>56</sup>, xurdindo un déficit ou unha reserva ecolóxica dependendo de cal das dúas superficies fose maior.

O concepto de SBP ten sentido ao falar de territorios, pero non tanto no caso de organizacións. Tódolos países dispoñen, en maior ou menor medida, dunha parte da súa superficie que é empregada para producir recursos bióticos, polo que a comparación entre a superficie dispoñible e a consumida sempre vai ser posible. A PE asume que é positivo dispoñer de SBP e, polo tanto, que os habitantes do territorio estudado satisfagan as súas necesidades con produtos producidos no propio territorio. Desde o punto de vista da condición de sustentabilidade, un país que non dispoña de SBP non vai poder ser sustentable, pois os seus habitantes deben consumir, inda que sexa simplemente para satisfacer as súas necesidades vitais máis básicas.

No caso das empresas, esta asunción é difícil de manter, xa que moitas non necesitan terreos onde se produzan recursos bióticos<sup>57</sup>. Xorde entón o concepto de contrapegada. O punto de partida é que, se ben é desexable que as corporacións diminúan a súa pegada, reducindo os seus consumos ou introducindo tecnoloxías máis eficientes, considérase positivo que dispoñan de espazos naturais, permitindo que inversións neste tipo de superficie reduzan a pegada. Deste modo, a PE fomentaría que o sector privado se involucre na conservación dos espazos naturais (Doménech, 2007) o que é considerado positivo, en termos de sustentabilidade.

As superficies de cultivos, pastos, bosques, xardíns ou, por exemplo, reservas mariñas, que dispoña a empresa, contribuirían a contrarrestar unha parte da pegada, pois son consideradas contrapegada. Para reducir a PEC unha hectárea, bastaría adquirir a mesma cantidade de terreo dunha destas superficies. No caso de que se invista en superficie arborada, reduciranse tamén as emisións de CO<sub>2</sub>, considerando a taxa de absorción de 5,21 tCO<sub>2</sub>/ha/ano. Se á PE lle restamos a contrapegada, obtemos a PEC neta, ou doutro modo, a superficie que precisa a empresa menos aquela que posúe<sup>58</sup>.

---

**56** Dun modo máis preciso, a comparación é biocapacidade da superficie bioloxicamente produtiva.

**57** Un taller de reparación de coches, una entidade financeira, ... realizan actividades sen ningún vínculo directo con este tipo de recursos.

**58** Ao igual que a SBP, a contrapegada multiplícase, ademais de polo factor de equivalencia correspondente,

### **3.4.2.5. Particularidades do cálculo da PE das diferentes subgrupos de produtos**

A realización dunha descrición xeral do proceso de cálculo, baseado na estimación de dúas pegadas diferentes, a enerxética e a natural, debe ser completada afondando nalgunhas cuestións que xorden á hora de calcular de elementos concretos.

#### **Consumo eléctrico**

O cálculo da pegada do consumo de electricidade, require, en primeiro lugar, da distribución do consumo total da compañía nas diferentes fontes dispoñibles (térmica, nuclear, hidráulica, eólica...). Esta información é obtida da compañía subministradora contratada pola empresa estudada, ben directamente, ou mediante a consulta de publicacións como as súas memorias anuais. O obxectivo é a obtención da porcentaxe que supón cada tipo de enerxía no total da produción da compañía eléctrica.

En canto á información dos consumos, a información debe estar dispoñible en kwh, polo que si só se dispón do importe da factura, debe aplicarse a tarifa media da compañía eléctrica subministradora ( $\text{€/kwh}$ ) para realizar a transformación a kwh. Unha vez feito isto, poden estimarse os GJ, considerando a equivalencia entre ambas unidades<sup>59</sup>. Esta intensidade depende da capacidade e a eficiencia de xerar calor dos diferentes combustibles ou fontes de enerxía empregados, recolléndose na táboa seguinte os valores aplicados.

Os cálculos das intensidades baséanse na equivalencia *1 kwh de electricidade* = 0,0036 GJ, sendo esta a intensidade aplicada no caso das enerxías renovables e a nuclear. Cando a electricidade é xerada a partir de combustibles fósiles, considérase que a eficiencia é tres veces menor, aplicando 0,0120 GJ/kwh no resto dos casos (Doménech, 2007).

---

por un factor de rendemento, que pondera a súa produtividade en relación aos valores globais.

<sup>59</sup> A enerxía desenvolvida pola potencia dun kw durante unha hora equivale a 3,6 millóns de xullos ou 0,0036 GJ.

**Táboa 3.10.** Intensidades enerxéticas aplicadas aos diferentes consumos eléctricos

Tipo de electricidade	Intensidade Enerxética (GJ/Kwh)	Fonte
Térmica (carbón)	0,0120	
Térmica (combustibles líquidos)	0,0120	
Térmica de gas (ciclos combinados)	0,0120	
Nuclear	0,0036	
Hidráulica	0,0036	Wackernagel et al., (2000) Ibáñez (2001)
Mini-hidráulica	0,0036	
Eólica	0,0036	
Fotovoltaica	0,0036	
Solar térmica	0,0036	

**Fonte:** Elaboración propia a partir de Doménech (2007).

Adicionalmente, debemos sinalar que, se ben a pegada calculada neste apartado está relacionada coa enerxía, a correspondente ás enerxías hidráulica e eólica cárgase ao tipo de superficie “Pastos”, “*xa que tanto presas como aeroxeradores acostuman ocupar zonas altas*” (Doménech, 2007, 87).

### **Combustibles**

No apartado de combustibles, o MC3 inclúe o consumo dos diferentes combustibles (carbón, leña, gasóleo, gasolina...), ademais de tres servizos que requiren deles, o uso de taxis, tren e avión.

O procedemento de cálculo é o habitual, aplicando intensidades enerxéticas (Táboa 3.11) para determinar os GJ de enerxía incorporada en cada consumo e, posteriormente, a produtividade enerxética de cada combustible. Destacar que nesta versión do método non se traballa con intensidades enerxéticas propiamente ditas, senón co contido enerxético de cada combustible ou a enerxía producida ao queimar unha tonelada. Na seguinte versión do MC3 (v2.0), estes valores serán substituídos por verdadeiros factores de intensidade enerxética, recollendo a enerxía consumida no ciclo de vida.

**Táboa 3.11.** Intensidades enerxéticas aplicadas aos diferentes combustibles

Tipo de combustible	Intensidade Enerxética (GJ/t)	Fonte
Carbón	28	
Leña	20	MMA (2006)
Biomasa de madeira	20	
Biomasa (non madeira)	3	Doménech (2007)
Gas cidade (GJ/m <sup>3</sup> )	0,0373	Wackernagel et al., (2000)
Combustibles líquidos	43,75	MMA (2006)
Biodiesel 100%	18,54	Empresa Bionorte

Fonte: Elaboración propia a partir de Doménech (2007).

Sinalar que, en relación aos combustibles fósiles líquidos, os litros consumidos<sup>60</sup> transfórmanse en unidades de masa en función da súa densidade, asumindo que un litro pesa 0,8 quilos. Unha vez convertidos en toneladas, considérase un contido enerxético de 43,75 GJ/t, valor que se aplica como intensidade enerxética, coa xa mencionada produtividade de 71 GJ/t<sup>61</sup>.

En canto ao uso de taxis, tren e avión, tanto polas súas características como polo método de cálculo aplicado, quizais deberían situarse no epígrafe *Servizos*. En todo caso, o cálculo da súa pegada realízase do modo seguinte. En primeiro lugar, estímase a porcentaxe do custo do servizo que se corresponde co gasto enerxético, asumindo o 30,5% para os taxis e transporte aéreo, e 20% para tren<sup>62</sup>. Unha vez determinado a parte da factura que implica consumo de enerxía, transfórmanse a unidades de volume, aplicando a cotización media (€/litro)<sup>63</sup> no ano en cuestión do combustible empregado por cada tipo de transporte, gasóleo A, gasóleo C e queroseno para taxi, tren e avión respectivamente. Finalmente, a súa conversión unidades de masa realízase consideran-

<sup>60</sup> De non dispoñer do importe en litros, debemos aplicar aos euros gastados a cotización media do combustible no ano en cuestión.

<sup>61</sup> No caso do biodiesel, a intensidade aplicada é de 18,54 GJ/t.

<sup>62</sup> Valores estimados por Doménech (2007).

<sup>63</sup> As tarifas empregadas para ese tipo de estimación son sen IVA.

do que o peso dun litro son 0,8 quilos. Posteriormente empréganse as intensidades e produtividades enerxéticas dos combustibles líquidos.

### ***Materiais***

A estimación da PE dos materiais, non reviste grandes particularidades. Os consumos son transformados en toneladas empregando os factores de conversión da “Base de datos de Comercio Exterior”, tal e como se sinalou anteriormente. Para cada categoría de produto, aplícase unha intensidade enerxética (Táboa 3.12), obtendo a cantidade de enerxía empregada na fabricación de cada ben consumido. A aplicación da produtividade enerxética dos combustibles líquidos (71 GJ/ha/ano) permite obter a PEC dos materiais.

Cabe destacar que, no caso dos bens amortizables, a PEC calcúlase cada ano considerando como consumo, non o prezo de adquisición do ben, senón a súa cota de amortización, evitando, así fluctuacións elevadas no período no que se adquira o inmovilizado, de teren en conta o valor total do ben adquirido.

### ***Materiais de construción***

A estimación da pegada de obras e construcións da empresa estudada, realízase de forma diferente á dos materiais “comúns”, pois en cada obra poden participar unha ampla variedade de materiais e en proporcións moi diversas (Doménech, 2007). Neste caso é preciso realizar unha distribución do custo da obra entre os diferentes materiais que interveñen. Este labor é realizada para 14 tipos de obras, considerando as formas polinómicas empregadas na revisión de prezos dos *Contratos de Obras do Estado e Organismos Autónomos* (Decreto 3650/1970, do 19 de decembro e as seguintes modificacións).

Estas formulas distribúen o importe total da obra en sete materiais (cemento, produtos siderúrxicos, bituminosos, cerámicos, madeira e cobre) e enerxía, ademais da man de obra, tal e como recolle a Táboa 3.13. Estas porcentaxes deben dividirse por 0,85, pois un 15% do importe da obra non está suxeito a revisión de prezos. Posteriormente, a PEC

**Táboa 3.12.** Intensidades enerxéticas aplicadas aos diferentes materiais e correspondencia cos capítulos arancelarios

Tipo de combustible	Capítulo arancelario	Intensidade Enerxética (GJ/t)	Fonte
Mineral bruto	25, 26	1,50	Doménech (2007)
Cemento, xeso, pedra, terra, sal, xofre, etc	25	3,30	Melgar (2004)
Manufactura de cemento, xeso, pedra...	68	5,00	Doménech (2007)
Vidro, porcelana, material refractario	69, 70	20,00	Ibáñez (2001)
Derivados do plástico	39	43,75	MMA (2006)
Material téxtil sintético semielaborado	54, 55, 56, 60	43,75	MMA (2006)
Téxtil sintético confeccionado	57 a 59 e 61 a 66	50,00	Ibáñez (2001)
Abonos	31	50,00	Ibáñez (2001)
Combustibles, aceite mineral	27	43,75	MMA (2006)
Produtos químicos, hixiénicos e de limpeza; pinturas, vernices, etc.	28, 29, 32, 33, 34, 35, 38	35,00	Wackernagel et al., (2000)
Produtos básicos de ferro, aceiro e metais	72	30,00	Ibáñez (2001)
Aluminio e derivados básicos	76	90,00	Doménech (2007)
Manufacturas de aluminio	76	300,00	Doménech (2007)
Manufacturas de ferro, aceiro e metais	73 a 75; 80 a 83, 93 e 94	100,00	Wackernagel et al., (2000)
Miscelánea de produtos manufacturados	95, 96	100,00	Wackernagel et al., (2000)
Maquinaria industrial	84	100,00	Wackernagel et al., (2000)
Aparatos eléctricos, telecomunicacións, son, oficina	85, 90	140,00	Ibáñez (2001)
Vehículos terrestres e tractores	87	140,00	Wackernagel (1998a)
Vehículos e material para vías férreas	86	140,00	Wackernagel (1998a)
Barcos e demais artefactos flotantes	89	140,00	Doménech (2007)
Xoiería, ouro, pedras preciosas	71	150,00	Ibáñez (2001)
Produtos farmacéuticos	30	200,00	Ibáñez (2001)
Produtos fotográficos e cinematográficos	37	600,00	Ibáñez (2001)

**Fonte:** Elaboración propia a partir de Doménech (2007).

**Táboa 3.13.** Distribución dos materiais de construción segundo o tipo de obra e a intensidade enerxética aplicada

Tipo de obra	Porcentaxe de cada concepto sobre o total (*) (exclúese o 15% non suxeito a revisión de prezos)							
	Man obra	Enerxía	Cemento	Siderúr.	Bitumin.	Ceramicos	Madeira	Cobre
Estradas pavimento formigón	34	26	5	18	2			
Pistas e camiños de formigón	36	27	19	3				
Firmes de base bituminosa	29	19		11	26			
Zanxas e túneles de pequena sección	34	16	18	14			3	
Mov. de terras, recheos e dragados	31	54						
Grandes canais e presas	27	21	12	25				
Obras gran volume de formigón	28	11	32	14				
Obras metálicas, ferrocarrís	29	9	8	39				
Edifícios de fábrica ou formigón	35	9	10	13		12	6	
Edifícios estrutura metálica	34	9	8	20		8	6	
Liñas eléctricas ata 45 k	28		5	22			2	28
Instalacións eléctricas subterráneas	24		12	9				40
Instalacións de iluminación	20	12		20				33
Obras de xardinería e plantación	47	28				5	5	
Intensidade enerxética (GJ/t)	-	43,75	3,3	30	43,75	20	5	30
Fonte da intensidade enerxética	-	MMA (2006)	Melgar (2004)	Ibáñez (2001)	MMA (2006)	Ibáñez (2001)	MMA (2006)	MMA (2006)

(\*) A porcentaxe é obtida despois de descontar o beneficio industrial (6%) e os gastos xerais (13%).

Fonte: Elaboración propia a partir de Doménech (2007).

calcúlase polo procedemento habitual. A conversión a toneladas realízase considerando os factores de conversión da “Base de datos de Comercio Exterior”, coa excepción da enerxía e o cemento. Neste caso, recoméndase empregar, respectivamente, os prezos medios dos combustibles diésel e do cemento, pois a súa repercusión nas obras é elevada, sendo máis preciso empregar estatísticas de prezos que os factores derivados de capítulos arancelarios.

As intensidades enerxéticas son as recollidas na Táboa 3.13, aplicando a produtividade de 71 GJ/ha/ano, correspondente aos combustibles líquidos. No caso de que esteamos nunha obra que implique consumo de madeira, ese consumo terá, ademais da enerxética, unha pegada natural, asociada á superficie “bosques”.

Ao igual que o resto do inmovilizado, se as construcións se amortizan, estimarase a PE correspondente só ao valor da cota de amortización do ano do cálculo.

### Servizos

En relación aos servizos que contrata a organización estudada, considérase que a súa prestación implica un consumo de materiais e enerxía, xerando a correspondente PE. O seu cálculo realízase a partir da asunción de que unha parte do custo do servizo se corresponde ao consumo enerxético, debendo calcular o peso desta parte no custo total de cada servizo.

**Táboa 3.14.** Contido enerxético de cada tipo de servizo e as súas intensidades enerxéticas

Tipo de servizo	Contido enerxético do importe do servizo (%)	Intensidade Enerxética (GJ/t)	Fonte Intensidade Enerxética
Servizos de oficina	2	43,75	
Hoteis	1,5	43,75	
Telefonía (fixa e móbil)	8	43,75	
Servizos médicos	6	43,75	
Servizos sociais, ocio, etc	4	43,75	MMA(2006)
Formación	2	43,75	
Servizos de mantemento	12	43,75	
Servizos de restaurante	8	43,75	
Correos, paquetería e transporte	8	43,75	

Fonte: Elaboración propia a partir de Doménech (2007).

A estimación da compoñente enerxética do servizo realízase en base á factura-

ción dos servizos da Autoridade Portuaria de Xixón, obtendo os valores que se recollen na Táboa 3.14., para nove tipos de servizos. Esta porcentaxe aplícase ao importe do servizo, obtendo “os euros que se corresponden co consumo enerxético” (Doménech, 2007, 96).

Debemos sinalar que se asume que a enerxía empregada na realización de servizos obtense mediante o uso de combustibles líquidos, ao igual que no resto de consumos nos que non se pode determinar a orixe do tipo de enerxía que se usou na súa produción. O importe do servizo correspondente ao gasto enerxético transfórmase a litros de combustible considerando o prezo medio dos combustibles líquidos no ano estudado<sup>64</sup> e, posteriormente, a toneladas<sup>65</sup>.

**Cadro 3.1.** Toneladas asociadas ao contido enerxético do servizo (TACES)

$$TACES = ([\text{importe servizo}] \times [\% \text{ contido enerxético}]) / [\text{prezo combustible}^{66}] \times [0,8 / 1000]$$

**Fonte:** Elaboración propia a partir de Doménech (2007)

Neste punto, o proceso continúa igual que no resto de consumos, procedendo a aplicar a intensidade enerxética dos combustibles líquidos (43,75 GJ/t), para, unha vez obtidos os GJ de enerxía correspondentes ao servizo, aplicar a produtividade enerxética (71 GJ/t) para calcular a súa PE.

**Residuos, vertidos e emisións á atmosfera**

No tocante a residuos, vertidos e emisións a atmosfera, a metodoloxía está en fase de desenvolvemento. No caso dos residuos sólidos, existe xa unha proposta de cálculo, baseada na filosofía de Wackernagel et al., (2000), quen estiman a pegada da enerxía empregada no tratamento do residuo. Deste modo, a PEC non rexistra os posibles efec-

<sup>64</sup> A referencia considerada é o prezo do gasóleo de automoción.

<sup>65</sup> O factor empregado para realizar esta transformación é 0,8/1.000.

<sup>66</sup> Euros por litros de combustible sen impostos.

tos nocivos para o medio ambiente da xeración dun ou outro tipo de residuo, senón o consumo de enerxía que xera.

A contabilización da enerxía consumida nos residuos presenta unha particularidade, pois descóntase a cantidade de enerxía que pode recuperarse por reciclaxe. Dada unha determinada cantidade de residuo, expresada en toneladas, calcularíamos a súa pegada enerxética como se fose un material máis, considerando a súa intensidade enerxética, e a produtividade enerxética dos combustibles fósiles.

Unha vez obtida esa pegada, proporciónanse unha serie de valores indicativos da porcentaxe de enerxía que, dadas as características do residuo, pode recuperarse por reciclaxe ( $p$ ), tal e como reflicte a Táboa 3.15.

**Táboa 3.15.** Enerxía recuperable por reciclaxe

Tipo de residuo	% enerxía recuperable por reciclaxe	Fonte
Papel e cartón	50	Doménech (2007)
Aluminio	90	
Metais magnéticos	50	
Vidro	50	
Plásticos	70	
Orgánicos	100	

**Fonte:** Elaboración propia a partir de Doménech (2007).

Considerando ese valor e a taxa real de reciclaxe de cada empresa ( $n$ ), a pegada sería obtida multiplicando  $(1-n \times p)$  (Cadro 3.2).

**Cadro 3.2.** Cálculo da pegada dos residuos sólidos

$$\begin{aligned} \text{Pegada residuo} &= [\text{pegada enerxética}] \times [1-(n \times p)] \\ \text{Pegada residuo} &= [100 \text{ Gha}] \times [1-(1 \times 0,5)] = 50 \text{ Gha} \end{aligned}$$

**Fonte:** Elaboración propia a partir de Doménech (2007).

Se, por exemplo, a PE dun residuo é 100 Gha e sabemos que, considerando as súas características, pode recuperarse por reciclaxe o 50% e a empresa en cuestión recicla un 100% da cantidade que xerou dese residuo, a pegada será de 50 Gha<sup>67</sup>.

En relación a vertidos e emisións, no momento de escribir estas liñas estase finalizando o deseño da metodoloxía que permite a súa inclusión no MC3. No caso dos primeiros, a idea é estimar o custo económico da depuración externa do vertido, transformando ese custo a toneladas, para proceder como calquera outro material, estimando a enerxía incorporada, comparada coa produtividade dos combustibles fósiles. De modo similar procederíase con gases que non fosen de efecto invernadoiro<sup>68</sup>.

En canto ás emisións de gases de efecto invernadoiro diferentes ao CO<sub>2</sub>, convértense a CO<sub>2</sub> en función dos coeficientes de potencial de quecemento (GWP) nun horizonte de 100 anos IPCC (2007)<sup>69</sup>, aplicando logo a taxa de absorción dos bosques.

### **Uso do solo**

O MC3 rexistra o uso directo de todo tipo de superficie realizado por organizacións e empresas, incluíndo tanto a superficie terrestre como acuática. As zonas de cultivos, pastos ou xardíns, superficies arboradas, o solo construído... das que dispoñan as corporacións son recollidas neste epígrafe, tal e como amosa a Táboa 3.16.

Debemos destacar que este epígrafe reflicte tanto a ocupación de superficie por posesión<sup>70</sup>, como aquela pegada derivada da extracción de recursos, considerada tamén un uso do solo<sup>71</sup>.

---

**67** Para amosar con máis claridade como se estima a pegada dos residuos, prescindimos no exemplo do correspondente factor de equivalencia, que multiplica ao resultado final.

**68** Por exemplo, co SO<sub>2</sub>, estimaríase o custo da desulfuración, transformaríase en toneladas, e procederíase do modo habitual.

**69** Estes coeficientes relacionan o potencial de quecemento de cada gas co do CO<sub>2</sub>, posibilitando a transformación necesaria. Por exemplo, un factor de 23 significaría que a contribución por unidade gas en cuestión é 23 veces á do CO<sub>2</sub>.

**70** Neste caso, a pegada calcúlase de forma similar ao caso de superficie construída na pegada de poboações: estímase a superficie empregada de modo directo, aplicando factores de equivalencia e rendemento.

**71** As empresas e organizacións que realizan este tipo de actividades están usando o solo por primeira vez.

Táboa 3.16. O uso directo de superficie no MC3

Uso do solo
Sobre terra firme
Zonas de cultivos
Zonas de pastos ou xardíns
Zonas arboradas
Construído, asfaltado, erosionado, etc.
Acuicultura
Sobre auga
Recheos <sup>73</sup> utilizados para cultivos
Recheos utilizados para pastos ou xardíns
Recheos utilizados para bosque ou arborado
Recheos para construción, pistas, etc.
Usos acuáticos (sen acuicultura)
Acuicultura no mar

Fonte: Elaboración propia a partir de Doménech (2007).

Tanto os xardíns, zonas de árbores, a superficie construída, que posúa a empresa, como a superficie derivada da extracción, cultivo... de recursos naturais se inclúen neste apartado, ao considerarse que tanto a propiedade deste tipo de superficie como a apropiación deste tipo de recursos, constitúe un uso directo de superficie. No caso de que a pegada se orixine debido á extracción ou cultivo de recursos naturais<sup>72</sup>, a superficie estimase realizando a habitual comparación entre consumos e produtividades, aplicando unha intensidade enerxética nula, pois ao ser a primeira fase do ciclo de vida, o produto non leva incorporada cantidade de enerxía algunha.

<sup>72</sup> Referímonos, por exemplo, a empresas que dispoñen de superficie cultivable porque empregan eses produtos nos seus procesos produtivos.

<sup>73</sup> A inclusión de diferentes tipos de recheo obedece á que este tipo de ocupación do espazo é frecuente nas autoridades portuarias, as empresas nos que se baseou o deseño da matriz de consumos-superficies.

### **Recursos agropecuarios e pesqueiros**

Neste epígrafe inclúese diferentes consumos de manufacturas obtidos de plantas (algodón, cánabo...) e produtos animais (la...), ademais das comidas da empresa, incluíndo a adquisición directa de alimentos e o consumo realizado en establecementos de restauración e hostelería.

Son produtos que teñen unha dobre pegada, pois precisan de enerxía para seren producidos, ademais de estar directamente relacionados cun tipo de superficie, á que se asocia a súa pegada natural<sup>74</sup>.

A pegada da enerxía calcúlase do modo habitual, aplicando factores de intensidade enerxética aos consumos en toneladas, e, posteriormente, a produtividade enerxética, neste caso 71 GJ/t. Quizais é destacable a maior dificultade de obter intensidades enerxéticas destes produtos, pois existen menos estudos que no caso de bens manufacturados.

No que atangue á pegada “natural”, simplemente se divide o consumo en toneladas pola produtividade de cada produto. Dado que as produtividades están referidos a produtos primarios, no caso de que se estea a estimar a PE dun produto secundario, modifícase o valor aplicado, para reflectir que a obtención dunha tonelada dun produto secundario se precisa habitualmente unha cantidade maior de produto primario<sup>75</sup>.

As intensidades enerxéticas e as produtividades empregadas neste epígrafe, son recollidos na Táboa 3.17, ademais doutra información relevante. Cómpre incidir nunha cuestión relacionada coas comidas de empresa. Este apartado recolle o importe do gasto efectuado pola organización neste concepto, tanto no que se refire aos servizos de restaurante como a compra de alimentos directos. Dado que esta información non adoita ser doada de obter, pártese do gasto total en comidas, repartido en cada concepto en

**74** Por exemplo, o consumo de pescados e mariscos asóciase á subpegada “mar”, o de legumes a “cultivos”...

**75** Un dos casos no que se procede deste modo é na estimación da PEC do pan. A pegada natural deste produto asígnase ao tipo de superficie “Superficie cultivable”, considerando que o pan se obtén dos cereais. Así-mese que cunha tonelada de cereais obtéñense 0,65 t de pan e unha produtividade media dos cereais de 2,74 t/ha (Wackernagel et al., 2000), o valor a estimar para o cálculo da pegada do pan sería 1,78 t/ha, o produto de 2,74 e 0,65. Se o rendemento dos cereais na produción de pan é dun 65%, cada tonelada de pan precisa 1,54 t de cereais (1/0,65). Este sería o valor empregado para transformar os produtos secundarios en primarios, tal e como se expuxo no capítulo 2.4.

**Táboa 3.17.** Valores necesarios para estimar a PE dos "Recursos agropecuarios e pesqueiros"

Tipo de servizo	Distribución alimentos (%)	Capítulo arancelario	Intensidade Enerxética (GJ/t)	Fonte Intensidade Enerxética	Pdade natural (t/ha/ano)	Fonte Pdade natural (t/ha/ano)
Manufacturas de esparto, cesteiría, etc.	-	46	5	Doménech (2006)	1,500	Wackernagel (1998a)
Material téxtil natural	-	51 a 53	5	Doménech (2006)	1,250	Doménech (2007)
Vestuario e téxtil confecc. de algodón	-	52	10	Wackernagel et al., (2000)	1,000	Wackernagel (1998a)
Vestuario e téxtil confecc. de la	-	51	10	Wackernagel et al., (2000)	0,020	Wackernagel (1998a)
Manufact. do coiro e peles	-	42, 43	20	Ibañez (2001)	0,033	Wackernagel et al., (2000)
Carnes	25	02	80	Ibañez (2001)		Doménech (2007)
<i>Polo, aves</i>	25	0207	80	Ibañez (2001)	2,744	
<i>Porco, embutidos</i>	25	0203	80	Ibañez (2001)	2,744	
<i>Bovino, ovino, caprino (grao)</i>	25	0201, 0202, 0204	80	Ibañez (2001)	0,033	Wackernagel et al., (2000)
<i>Bovino, ovino, caprino (pastos)</i>	25	0201, 0202, 0204	80	Ibañez (2001)	0,033	
Pescado e mariscos	25	03	100	Ibañez (2001)	0,029	Wackernagel (1998a)
Cereais, fariñas, pastas, arroz e pan	12	10	15	Ibañez (2001)	2,264	Wackernagel et al., (2000)
Bebidas (zumes, viño, champaña)	10	22	7	Ibañez (2001) Wackernagel et al., (2000)	22,500	Wackernagel et al., (2000)
Legumes, raíces e tubérculos	8	7	10	Ibañez (2001)	6,730	Wackernagel (1998a)
Azucres, doces, turróns	6	17	15	Ibañez (2001)	4,893	Wackernagel (1998a) et al., (2000)
Aceites e graxas	5	15	40	Ibañez (2001)	1,485	Wackernagel (1998a) et al., (2000)
Lácteos	5	4	37	Wackernagel et al., (2000)	0,276	Wackernagel (1998a) et al., (2000)
Cafés e té	4	9	75	Ibañez (2001)	0,566	Wackernagel (1998a) et al., (2000)

(\*) As porcentaxes dos diferentes tipos de carne aplícanse sobre o importe correspondente ás carnes (25% dos alimentos).

Fonte: Elaboración propia a partir de Doménech (2007).

función dun criterio elaborado por Doménech (2007), de acordo aos consumos da Autoridade Portuaria de Xixón. Deste modo, asúmese que o 94% das comidas correspóndese a gastos de restaurante, mentres que o restante 6% a compras directas de alimentos.

No primeiro caso, opérase como se fose un servizo, considerando que a porcentaxe do importe dedicada a enerxía é o 8%, catro veces máis que no caso de servizos de oficina. A intensidade enerxética aplicada é a mesma que o resto de servizos (43,75 GJ/t), cunha produtividade de 71 GJ/ha/ano. Neste caso, só existe a pegada enerxética, sen haber pegada natural algunha.

En canto ao restante 6%, distribúese o seu importe entre 12 alimentos e bebidas<sup>76</sup>, en base a porcentaxes que o propio Doménech establece, é que se recollen na primeira columna da Táboa 3.17. A conversión do gasto en euros a toneladas pode facerse consultando a “Base de Datos de Comercio Exterior”, pois existen capítulos arancelarios específicos para os produtos alimenticios.

Sinalar tamén que o consumo de produtos fóra da categoría de recursos agropecuarios e pesqueiros, poden xerar pegada “natural”. Un combustible, ou, por exemplo, biomasa non obtida de madeira, ten este tipo de pegada, asociada á “superficie cultivable”. Este tipo de biomasa asúmese que procede de refugallo do cultivo de cereais, cunha intensidade enerxética de 3 GJ/t e unha produtividade natural de 5,49 t/ha/ano.

### ***Recursos forestais***

Neste bloque inclúese o consumo de produtos obtidos a partir da madeira, ben directamente, (mobiliario, produtos básicos da madeira...) ou indirectamente (papel, cartón e as súas manufacturas; produtos editoriais...). Igualmente, aparecen neste apartado as manufacturas do caucho e o consumo de auga, relacionado coa capacidade dos bosques para influír na xeración de precipitacións. Todos eles teñen en común que a súa pegada “natural” se corresponde coa compoñente “Bosques”.

---

**76** Os alimentos son os seguintes: carne de polo; carne de porcino; carne de bovino; ovino e caprino alimentada con pastos; carne de bovino; ovino e caprino alimentada con grao; pescados e mariscos; cereais, pastas, arroz e pan; bebidas (viños, zumes e champán); legumes, raíces e tubérculos; azucres, doces e turróns; aceites e graxas; lácteos e cafés e té.

Neste caso, todos os produtos teñen tamén pegada “enerxética” e “natural”, reco-llendo a táboa seguinte os valores necesarios para realizar os cálculos. A conversión a toneladas pode realizarse considerando o capítulo arancelario correspondente, sen que existan particularidades relevantes dignas de mención.

**Táboa 3.18.** Valores necesarios para estimar a PE dos *Recursos forestais*

Tipo de servizo	Capítulo arancelario	Intensidade Enerxética (GJ/t)	Fonte Intensidade Enerxética	Pdade natural (t/ha/ano) <sup>77</sup>	Fonte Pdade natural (t/ha/ano)
Madeira, produtos básicos	44	5	Wackernagel et al., (2000)	1,19	Wackernagel et al., (2000)
Mobiliario e manufactura da madeira	94	10	Ibáñez (2001)	1,19	Wackernagel et al., (2000)
Papel, cartón e as súas manufacturas	48	30	Wackernagel et al., (2000)	1,01	Wackernagel et al., (2000)
Produtos editoriais prensa, etc.	49	35	Wackernagel (1998a)	1,01	Wackernagel et al., (2000)
Manufactura do caucho	40	35	Wackernagel (1998a)	1,00	Wackernagel (1998a)
Auga	-	-	-	1.500	Wackernagel et al., (2000)

Fonte: Elaboración propia a partir de Doménech (2007).

Quizais debamos referirnos ao caso da auga, cuxa produtividade se expresa en  $m^3/ha/ano$ . Isto non supón problema metodolóxico algún, pois o consumo exprésase en  $m^3$ , obtendo por cociente a “pegada natural”, ao igual que no resto dos casos.

Igualmente, o consumo de dous combustibles, leña e biomasa de madeira, presentan tamén pegada asociada á superficie “Bosques”, ao seren consumos de madeira. A súa produtividade natural estímase a partir da capacidade de producir madeira dos bosques ( $3,75 m^3/ha/ano$ <sup>78</sup>) e á densidade da madeira ( $0,6 t/m^3$ ), obtendo un valor de  $2,25 t/ha/ano$  ( $3,75 \times 0,6$ ). No caso da biomasa de madeira, considérase o dobre de produtividade, por producirse especificamente para obter biomasa (Doménech, 2007).

<sup>77</sup> Agás a auga, en  $m^3/ha/ano$ .

<sup>78</sup> Considérase que a produción media de madeira en rolo é de  $1,99 m^3/ha/ano$ , existindo un factor de desfeito de 1/0,53.

### 3.4.2.6. A pegada do carbono no MC3

O MC3 ofrece a posibilidade de calcular a PCC. A mesma folla de cálculo que permite estimar demanda de superficie de empresas e organizacións permite estimar, na versión actual do método, as súas emisións de CO<sub>2</sub>.

Na medida en que a estimación da pegada en hectáreas require do cálculo da cantidade de enerxía incorporada a cada consumo realizado pola organización estudada, a información que se recolle na folla de cálculo posibilita a estimación da PCC. Debemos ter en conta que o consumo de enerxía total é transformado doadamente a toneladas de CO<sub>2</sub>, considerando os factores de emisión que recollen a cantidade de CO<sub>2</sub> emitida por GJ consumido de cada tipo de combustible<sup>79</sup>. Deste modo, aplicando estes factores á columna da folla de cálculo que recolle os GJ consumidos, teríamos as emisións de CO<sub>2</sub> correspondentes a ese consumo de enerxía.

Unha vez realizada esta tarefa, teremos unha grande parte da PCC. Para completala, o método de cálculo recolle aquelas emisións non absorbidas derivadas do consumo de recursos forestais (madeira, caucho, papel, ...) asumindo que as emisións non absorbidas, derivadas dos consumos de produtos forestais da empresa deben estar na súa PCC. Unha vez determinadas as hectáreas de bosque que necesita a organización estudada, multiplícanse pola taxa de absorción de 5,21 t CO<sub>2</sub>/ha para estimar o CO<sub>2</sub> que se deixa de absorber.

Se ben inicialmente o MC3 céntrase no estudos das emisións de CO<sub>2</sub>, considérase que a PCC non debe restrinxirse exclusivamente a este gas: canto máis completo sexa o indicador, máis eficaces serán as medidas que se adopten en función dos resultados que ofrece.

A segunda versión do método, calculará as emisións procedentes dos outros 5 gases de efecto invernadoiro presentes no Protocolo de Kioto, (N<sub>2</sub>O, CH<sub>4</sub>, HFC, PFC, SF<sub>6</sub>), transformadas posteriormente a toneladas equivalentes de CO<sub>2</sub> en función dos coefi-

---

<sup>79</sup> Lembrar que en MMA(2006) existe información sobre estes factores. Na práctica, a estimación das emisións de CO<sub>2</sub> realízase multiplicando a PEC en hectáreas sen ponderar, pola taxa de absorción de CO<sub>2</sub> aplicada (5,21 tCO<sub>2</sub>/ha).

cientos de potencial de quecemento proporcionados polo IPCC (IPCC, 2007). Ademais, incorporaranse as emisións derivadas do uso doutras superficies (pastos, cultivos,...) que, como os bosques, teñen capacidade para secuestrar CO<sub>2</sub>.

Deste modo, as empresas e organizacións poden obter información da súa pegada, tanto en unidades de superficie coma en toneladas de CO<sub>2</sub>, incrementándose a utilidade do indicador, nun contexto onde a loita contra o cambio climático é un dos principais obxectivos do conxunto da sociedade.

Así mesmo, cada organización, en función das súas características, poderá decidir que unidade, CO<sub>2</sub> ou hectáreas, lle resulta máis útil para avanzar no logro da sustentabilidade ambiental, podendo empregar as dúas, se o considera oportuno.

#### **3.4.2.7. Fortalezas e debilidades**

A metodoloxía segue, no fundamental, a filosofía do método composto. É, por tanto, un método doado de asimilar para aqueles investigadores familiarizados coa PE. O MC3 permite engadir novos consumos ás categorías de propostas, incorporando tamén a xeración de refugallos.

Algunhas das cuestións non contempladas ata o momento serán incorporadas na seguinte versión do MC3. Cuestións como a consideración do ciclo de vida dos combustibles consumidos, a pegada de vertidos, o uso das infraestruturas públicas, as emisións doutros gases de efecto invernadoiro distintos ao CO<sub>2</sub>, a absorción de pastos, cultivos e superficie acuática, ou a mellora da precisión da pegada dos alimentos e comidas de empresas, son cuestións nas que na actualidade se está traballando.

É, polo tanto un método completo, flexible, adaptable ás particularidades de calquera tipo de empresa, e transparente, no sentido de que a ferramenta empregada para estimar o indicador, unha folla de cálculo, é de libre acceso<sup>80</sup>. A accesibilidade posibilita que o investigador teña á súa disposición toda a información necesaria para estimar a pegada corporativa (intensidades e produtividades enerxéticas, produtividades natu-

---

80 Disponível en <http://huellaecologica.com>

rais...), comprobando, ademais, o procedemento de cálculo aplicado en cada caso. Igualmente, o método estima simultaneamente a PEC e a PCC, o que incrementa a súa utilidade para as empresas e organizacións.

O MC3 pode ser usado para estimar pegadas corporativas, detendo a análise nese punto, ou tamén para estimar a PE de bens e servizos, partindo do estudo da pegada das empresas polas que circula desde o momento en que comeza a ser producido, ata que chega ao consumidor final. Esta última posibilidade é exclusivamente formulada a nivel teórico, sen incidir no modo en que se aplicará o método neste contexto, nin nos diferentes problemas que poidan xurdir.

No primeiro caso, o indicador é, principalmente, unha ferramenta de xestión interna, describindo aquelas actividades que xeran máis pegada e sendo útil na toma de decisións para mellorar a posición medioambiental da empresa.

En canto ás debilidades, ao igual que acontece co resto de métodos existentes na actualidade, a ausencia da información necesaria é unha das cuestións a ter en conta.

O mecanismo de transformación dos euros gastados en cada ben ou servizo en toneladas, vixente cando non se dispoña de información dos consumos en termos físicos, e sempre no caso dos servizos, é unha primeira cuestión na que se debe afondar.

O uso de factores de conversión obtidos das estatísticas de comercio exterior non sempre é unha ferramenta precisa. Os factores aplicados están referidos a tódolos bens incluídos no capítulo arancelario en cuestión e non só ao consumo específico da empresa estudada. De aí que, nalgúns casos, a precisión da conversión poda non ser elevada. É, polo tanto, útil afondar todo o posible na desagregación dos capítulos arancelarios, se ben esta tarefa pode ser complexa no caso de empresas que consuman unha ampla variedade de bens, o que incrementa o tempo para o cálculo do indicador. A ausencia dunha correspondencia clara entre a categoría de produto e o capítulo arancelario, unha vez desagregado, constitúe un problema adicional.

En segundo lugar, a transformación realizada, asume que a maioría das compras realizadas polas empresas estudadas son de bens producidos no territorio de referencia, empregándose as X para determinar os factores de conversión de euros a toneladas usando a “Base de Datos de Comercio Exterior”. Esta afirmación non está sustentada, sen que se poda demostrar en que medida é certa. Así podería darse o caso de que nal-

gunhas empresas a maioría de bens non sexan do país onde está localizada, sendo máis axeitado o uso das M para determinar o factor “toneladas-euros”. Será cada empresa quen debe proporcionar esta información para usar un ou outro criterio.

En todo caso, Doménech foi capaz de elaborar un mecanismo de transformación “unidades monetarias-toneladas” válido para todo tipo de empresas, e dispoñible para todos aqueles interesados en empregalo. Na medida en que outras alternativas metodolóxicas non se ofrece información de como se realiza esta transformación, valoramos positivamente a proposta realizada. Tanto a difusión do método e a realización de estudos, como a posta en marcha de sistemas de contabilidade analítica, permitirán prescindir das estatísticas de comercio exterior, empregando información procedente das empresas estudadas.

A obtención das intensidades enerxéticas é outra cuestión problemática, propia da análise de pegada ecolóxica. Doménech emprega valores propostos por Wackernagel en estudos de certa antigüidade, sen que se saiba ben como foron elaborados<sup>81</sup>. Non se trata un problema específico do método de cálculo, senón da ausencia de fontes de información que permitan determinar o valor das intensidades necesarias. Por outro lado, no caso da electricidade e combustibles, os factores de intensidade enerxética non reflicten a enerxía consumida no ciclo de vida deses produtos, senón que están relacionados co contido enerxético dunha unidade de cada un. No segundo caso, a versión do MC 2.0 soluciona este problema.

Tampouco hai moita investigación a respecto da determinación das porcentaxes que o consumo de enerxía significa no importe de determinados servizos, e Doménech vese obrigado a facer certas asuncións aplicando, por exemplo, a mesma porcentaxe aos servizos de taxi e avión.

Así mesmo, cando non existe información a respecto da orixe da enerxía empregada, aplícase a produtividade correspondente aos combustibles líquidos (71 GJ/t), sen que isto teña que ser certo en tódolos casos.

Outro problema relacionado cos valores empregados ten que ver co uso de factores

---

**81** No caso do consumo de auga, non se atopou ningún valor axeitado.

obtidos da Autoridade Portuaria de Xixón. Se ben o método está pensado para ser aplicado a calquera tipo de empresa, a ausencia de información obriga ao autor a aplicar nalgúns casos valores válidos para a Autoridade Portuaria de Xixón, pero non para outro tipo de empresas (% do gasto dos servizos que se corresponde co uso de enerxía, produtividade bosques, factor de rendemento do mar...). Así, o MC3 alónxase, nalgúns partes, dun un método “xeral”, válido para calquera tipo de organización, que é a pretensión inicial.

Finalmente, a dificultade para atopar produtividades naturais axeitadas, leva que os valores empregados estean referidos a diferentes anos, sen que en tódolos casos coincidan coa data dos factores de equivalencia e rendemento.

A solución destes problemas require o incremento da busca de información ata atopar mellores valores. É máis, en ausencia de valores apropiados, non consideramos que esta falta de precisión sexa grave. Como ferramenta de xestión interna, tanto a PEC como a PCC son útiles para detectar que áreas xeran máis impactos, sen que necesariamente sexa relevante o valor absoluto que alcanza o indicador, e si a súa distribución. Igualmente, é interesante estudar a súa evolución ao longo do tempo, para ver se as medidas adoptadas incidiron no indicador. Neste caso, pode ser máis importante que as intensidades enerxéticas e outros valores que inflúen no resultado se manteñan constantes ao longo do tempo, independentemente do seu valor absoluto.

No caso concreto das produtividades enerxéticas, debemos lembrar que Wackernagel e Rees, tratan de que a PE non se vexa influída por esta variable e si polo consumo, valorando máis que, entre as opcións posibles, se aplique sempre a mesma intensidade ás realidades estudadas, no noso caso empresas, que os valores específicos aplicados.

Unha omisión que pode ser relevante nalgúns casos ten que ver co papel dos impostos especiais. A folla de cálculo recolle o gasto en bens e servizos sen IVA, de modo que os importes que figuran nas columnas de consumo non se inclúa este imposto, ao igual que os prezos medios que se empreguen para traducir os euros a toneladas ou a unidade na que se exprese o prezo. Sen embargo, non mencionan os impostos especiais, que gravan determinados bens como as bebidas alcohólicas ou, máis relevante para a pegada corporativa, determinados combustibles. Neste caso, seguindo a mesma lóxica que co IVA, debería calcularse o importe sen estes impostos. O efecto desta omisión depen-

derá da importancia dos bens gravados por estes impostos nas empresas estudadas. Por outro lado, a variedade de tipos impositivos que caracteriza aos impostos especiais, obriga a que sexan as empresas interesadas as encargadas de eliminalos, proporcionando o importe gastado en cada ben sen ningún tipo de impostos.

Para rematar, pode existir certa controversia a respecto do concepto de contrapegada. Doménech considera prioritario que as melloras medioambientais das empresas e organizacións estean relacionadas cunha xestión máis eficiente das actividades con impacto no indicador. Sen embargo, o MC3 permite que, non caso de non ser posible este tipo de melloras, a adquisición de contrapegada, superficie con capacidade para absorber CO<sub>2</sub>, sexa unha alternativa igual de válida que a primeira.

Isto pode dar lugar a comportamentos estratéxicos que baseen o esforzo para reducir PEC e a PCC en base á adquisición de contrapegada. Se ben consideramos positivo o papel desenvolvido polo concepto de contrapegada, é excesivamente teórico asumir que a adquisición de superficie con capacidade para absorber unha tonelada de CO<sub>2</sub> ten o mesmo efecto que non realizar esas emisións.

### **3.4.3. A proposta do *Carbon Trust* e a PAS 2050**

O *Carbon Trust* (CT) é un organismo independente auspiciado polo goberno Británico, cuxa misión é “*acelerar a transición a unha economía baixa en carbono*” (Carbon Trust, 2008a, 2). Comezou a súa actividade en 2001 e dende entón puxo en marcha unha serie de iniciativas encamiñadas a concienciar a empresas e cidadáns da súa contribución ao cambio climático, ofrecendo solucións para reducir as emisións.

Entre estas iniciativas, é de interese para a nosa investigación o deseño dunha metodoloxía que permita estimar a pegada do carbono de bens e servizos, considerando as emisións de gases de efecto invernadoiro ao longo do seu ciclo de vida (Carbon Trust, 2006a; 2007).

Este método de calculo foi unha iniciativa de *Carbon Trust* para apoiar as organizacións interesadas en reducir as súas emisións e comunicar o seu esforzo aos seus clientes. Recentemente esta iniciativa ampliouse contando con tres partes diferenciadas:

1. *Método de cálculo*. *Carbon Trust*, xunto co Departamento de Medio Ambiente,

Alimentación e Asuntos Rurais do Reino Unido (DEFRA) solicitaron ao Instituto Británico de Normas (BSI)<sup>82</sup> a elaboración dunha Especificación Dispoñible ao Público (PAS), relativa a un método de medición das emisións de gases de efecto invernadoiro (GEI) de bens e servizos considerando o seu ciclo de vida (PAS 2050)<sup>83</sup>. A PAS 2050 foi publicada o 28 de outubro de 2008<sup>84</sup> e recolle, no esencial, a metodoloxía do *Carbon Trust*, solucionando algunhas cuestións inicialmente non contempladas (por exemplo, engade as emisións procedentes dos comerciantes polo miúdo e as derivadas do uso do produto). O principal avance relaciónase coa transformación do método nun estándar elaborado polo BSI. Isto aumenta a súa difusión, pois o coñecemento da proposta do *Carbon Trust* estaba limitado a unhas poucas empresas interesadas en reducir a súa PCC. Ademais, o método convértese na referencia no Reino Unido<sup>85</sup>, para todas aquelas organizacións e empresas interesadas en reducir as emisións dos bens e servizos producidos.

**2.** *O Código de boas prácticas*<sup>86</sup>. Esta ferramenta é un complemento á PAS 2050, que pretende proporcionar información adicional sobre todas aquelas cuestións necesarias para aplicar o método de cálculo correctamente, garantir a comparabilidade dos resultados obtidos, comunicalos de forma axeitada. O *Código* define concep-

---

**82** O BSI é a organización encargada no Reino Unido de elaborar estándares e produtos de información que promoven as mellores prácticas, sendo o representante británico da Organización Internacional para a Estandarización (ISO).

**83** A PAS 2050 leva o título de *Specification for the assesment of the life cycle greenhouse gas emissions of goods and services*. As PAS son traballos esponsorizados que permiten ás organizacións a creación rápida dun estándar (o período medio de desenvolvemento sitúase entre 6 e 9 meses). Unha vez publicadas, teñen todas as funcionalidades dun estándar coa finalidade de contribuír á creación de sistemas de xestión, códigos de práctica..., sendo o punto de partida para a análise da cuestión que estandarizan. As PAS revísanse cada 2 anos, decidíndose co cliente si se converte nun estándar formal.

**84** A publicación da PAS 2050 produciuse cando este capítulo estaba finalizado. De aí que explicación do método de cálculo realizada en apartados seguintes se basee nos traballos anteriores de *Carbon Trust*, (Carbon Trust, 2006a; 2007), recollendo só as principais novidades que introduce a PAS 2050.

**85** A PAS nace coa vocación de difundirse en máis países que o Reino Unido. Carbon Trust, Defra e BSI propuxeron a PAS 2050 como documento de base en dous procesos do desenvolvemento de estándares, o protocolo de desenvolvemento de gases de efecto invernadoiro do *World Resources Institute and World Business Council on sustainable Development*, e na próxima ISO sobre medición de gases de efecto invernadoiro (Carbon Trust, 2008b).

**86** *Code of Good Practice for Product Greenhouse Gas Emissions and Reduction Claims. Guidance to support the robust communication of product carbon footprints* (Carbon Trust, 2008c).

tos e aclara cuestións abertas á interpretación, coa finalidade de que os resultados comunicados sexan comparables e completos (Carbon Trust, 2008bc)<sup>87</sup>.

**3.** *A denominada etiqueta de redución (Carbon Reduction Label)*. Esta etiqueta recolle os resultados do método proposto, proporcionando ás compañías que cumpren os estándares de boas prácticas un medio de credibilidade para comunicar as pegadas dos seus produtos. (Carbon Trust, 2008b). É xestionada pola *Carbon Level Company*, unha filial de *Carbon Trust*, e está xa funcionando en 21 produtos dispoñibles no mercado<sup>88</sup>.

### **3.4.3.1. Características e utilidades da pegada proposta: a PAS 2050**

A continuación, describimos as principais características da pegada e o método de cálculo recollido na PAS 2050. En seccións posteriores describiremos algunhas cuestións relacionadas coa etiqueta de redución, de interese á hora de abordar o proceso de eco-etiquetado de bens e servizos.

A definición da pegada do carbono (PCC) proposta, clarifica algunhas das cuestións arredor deste concepto sobre as que habitualmente existe incerteza:

*“O termo pegada do carbono dun produto refírese as emisións de gases de efecto invernadoiro dun produto ao longo do seu ciclo de vida, considerando a produción de materias primas (ou a provisión de servizos), a distribución, o uso do consumidor final e a eliminación ou reciclaxe. Inclúe as emisións de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), metano (CH<sub>4</sub>) e óxido nitroso (N<sub>2</sub>O), con outras familias de gases que inclúen hidrofluorcarbonos (HFCs) e perfluorcarbonos (PFCs)”* (BSI, 2008b, 2).

Deste modo, a pegada calculada está centrada nos bens e servizos de todo tipo de empresas e sectores económicos, sen ofrecer información relativa ás organizacións que

---

**87** A definición das unidades a empregar, a precisión na comunicación dos resultados, o modo de demostrar que se acadou unha redución ou que existe co compromiso de reducir as emisións no futuro, as características do informe onde as compañías describan como aplicaron o método e os resultados acadados... son cuestións presentes neste código.

**88** Algunhas das empresas participantes son Pepsico International, Tesco, Danone, British Sugar, Coca Cola enterprises, Boots, Sainsbury... Os bens e servizos etiquetados adoitan ser bens dispoñibles en supermercados (patacas fritidas, zumes, leite, roupa...) producidos por empresas líderes nos seus sectores.

participan na súa obtención. Sabemos, ademais, que non se limita exclusivamente a recoller as emisións de CO<sub>2</sub>, considerando tamén os principais de gases de efecto invernadoiro, expresados, como veremos, en toneladas equivalentes de CO<sub>2</sub>.

A obtención da PCC baséase no estudo da cadea de subministradores pola que avanza o produto dende a obtención das materias primas ata que é chega ao consumidor final, se consume e, posteriormente, se deposita nun vertedoiro ou se recicla. Nese sentido, o indicador non se detén na consideración das emisións directas dunha organización concreta, senón que se opta pola opción, cada vez máis difundida, de considerar todos os impactos durante o seu ciclo de vida, estudando a cadea de distribución do produto<sup>89</sup>.

En canto á terceira das cuestións que sinalábamos relevante na definición do concepto de pegada do carbono, a tradución a unidades de superficie, o indicador se expresa en toneladas equivalentes de CO<sub>2</sub>, sen facer ningunha alusión a unidades de unidade, nin a análise de PE.

O cálculo da PCC parte dunha organización que desexa aplicar o indicador a todos, ou algún, dos seus produtos. Esta empresa lidera o proceso, contribuíndo á identificación dos seus subministradores, buscando os contactos necesarios para subministrar a información necesaria.

A PCC estímase a partir dun ciclo de vida estándar, que recolle, para todas as empresas, as emisións derivadas de:

1. A obtención, transformación distribución das materias primas.
2. As actividades necesarias para converter as materias primas no produto rematado.
3. A reciclaxe ou eliminación do produto.
4. A almacenaxe e transporte entre cada fase do proceso.

Estas catro actividades principais dan lugar a un ciclo de vida de seis fases (producción de materias primas, distribución de materias primas, fabricación do produto, dis-

---

<sup>89</sup> O método céntrase no estudo da cadea máis frecuente para un produto, sen permitir a realización de comparacións con outras cadeas do mesmo produto, que non son estimadas.

tribución, consumo/venda polo miúdo e eliminación). Para cada unha delas, identifícanse os subministradores que participan, coa finalidade de obter información relativa as cantidades de materiais e produtos empregados e ás actividades realizadas en cada unha delas.

A pesar de que inicialmente a ecoetiqueta proposta polo *Carbon Trust* excluía as emisións xeradas nos distribuidores, nin tampouco as derivadas do uso do produto, a PAS (2050) abarca as emisións das 6 fases que compoñen o ciclo de vida (BSI, 2008).

**Figura 3.5.** Exemplo da cadea de subministradores dun produto: unha lata de cola



Fonte. Carbon Trust (2006a).

Posteriormente, identifícanse tódolos *inputs* e *outputs*, e actividades de cada unha das fases, elaborando un mapa de procesos, no que están todas as actividades que poden xerar emisións<sup>90</sup>.

A consideración do ciclo de vida a partir da cadea de distribución do produto parece consolidarse como unha alternativa sólida á hora de estimar pegadas corporativas, tanto na súa versión tradicional, expresada en superficie, como na versión que recolle as emisións. Neste punto coinciden *Carbon Trust*, BL<sup>3</sup>, e o MC3, se ben o modo de estimar a pegada é diferente.

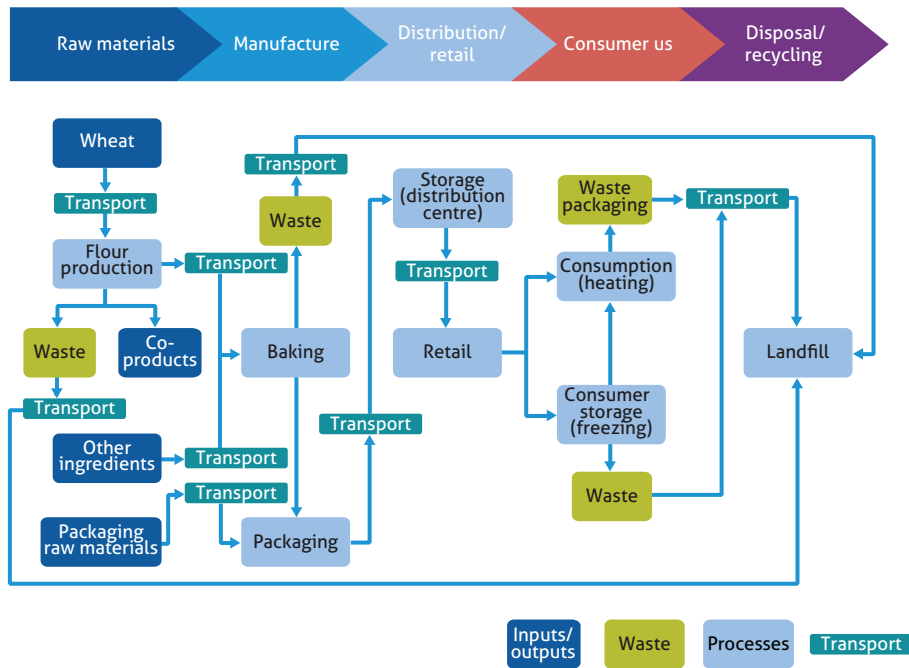
Para Carbon Trust (2007), esta forma de proceder presenta unha serie de vantaxes relacionadas con que permite ás empresas:

1. Atopar oportunidades de redución de emisións para os membros participantes na cadea.

<sup>90</sup> En cada fase da cadea de subministradores deberán incluírse as actividades relacionadas coa conversión de materiais dun produto a outro, o almacenamento de materias primas, produtos rematados ou refugallos, e o transporte e destes produtos. No caso das fases relacionadas coas materias primas, incorporaranse as actividades relacionadas coa súa produción (Carbon Trust, 2007).

2. Comprender a orixe das emisións.
3. Establecer prioridades en canto ás áreas de actuacións.
4. Ofrecer información diferentes de custos e beneficios, de modo que se dispón de criterios non económicos para elixir os provedores.

Figura 3.6. Exemplo dunha parte do mapa de procesos



Fonte. Carbon Trust (2007).

Neste sentido, os estudos nos que este organismo participou amosan como a colaboración con outras compañías permite atopar novas formas de crear coñecemento, reducir as emisións, e xerar retornos financeiros. Dado que esta PCC non se restrinxe ao estudo dunha organización concreta, existen máis posibilidades de mellora, e de maior tamaño: os aforros non proveñen só da eficiencia interna, senón que inclúen tamén cambios no proceso e reorganización da totalidade da cadea, obtido sen base á colaboración e todos os membros (Carbon Trust, 2006a).

Afondando máis na descrición desta PCC, *Carbon Trust* (2007) realizaba unha delimitación exhaustiva das actividades que entrarían nesta categoría e cales estarían excluídas da pegada, partindo da diferenciación entre *inputs* e procesos. A PAS 2050 rea-

liza unha clasificación diferente, na nosa opinión menos clara, definindo inicialmente as fontes de emisións consideradas, ademais 8 grandes bloques de actividades, cuxas emisións deben ser consideradas na estimación do ciclo de vida de bens e servizos.

Coa enumeración das fontes de emisións consideradas, preténdese realizar unha acotación xeral do ámbito ao que se aplica o indicador. Son as seguintes (BSI, 2008):

1. O uso de enerxía
2. Os procesos combustivos
3. Reaccións químicas
4. Perdas refrixerantes e outros gases fuxitivos
5. Operacións
6. Realización de servizos e entrega
7. Cambios no uso da terra
8. Gando e outros procesos agrícolas
9. Refugallo

Sen embargo, o contido do indicador percíbese mellor considerando os bloques de actividades que xeran emisións, a pesares de que a descrición ofrecida non é moi extensa.

1. *Materias primas.* Neste apartado inclúense as emisións resultantes de tódolos procesos empregados na transformación e obtención das materias primas<sup>91</sup>.
2. *Enerxía.* As emisións asociadas coa provisión e o uso de enerxía durante o ciclo de vida do produto considerado<sup>92</sup>.
3. *Producción e bens e subministro dos servizos.* Todas as emisións derivadas destas actividades que ocorren como parte do ciclo de vida do produto, incluíndo o uso de consumibles.

---

**91** Algúns dos exemplos especificamente sinalados neste apartado inclúen as emisións derivadas da súa extracción, as procedentes da pesca e agricultura, incluíndo as emisións de fertilizantes, emisións de cereais (por exemplo o metano derivado do cultivo do arroz) ... (BSI, 2008).

**92** Entre outras, inclúense as emisións no lugar de consumo (por exemplo, as derivadas da combustión de combustibles fósiles ou biomasa), as xeradas na obtención e subministro da enerxía (por exemplo, a xeración de electricidade), as derivadas do transporte, do tratamento de residuos... (BSI, 2008)

4. *Actividades nas instalacións da empresa.* Neste apartado inclúense as emisións de fábricas, almacéns, oficinas... e calquera instalación empregada na produción do ben ou servizo obtido<sup>93</sup>.
5. *Transporte.* Aquelas emisións derivadas de toda actividade de transporte que forme parte do ciclo de vida do produto, incluído o realizado dentro das instalacións das empresas.
6. *Almacenamento.* As emisións procedentes do almacenamento de *inputs*, incluídas as materias primas; as derivadas dos controis ambientais relacionadas co ciclo de vida do produto<sup>94</sup>; ademais do almacenamento de produtos na fase de uso e antes da reciclaxe do produto en cuestión.
7. *Fase de uso do produto.* O ciclo de vida considerado inclúe as emisións procedentes do uso de bens e a provisión de servizos.
8. *Eliminación dos produtos.* Deben considerarse as emisións derivadas da eliminación dos bens cuxo ciclo de vida se estuda, incluíndo, entre outras, as derivadas da súa incineración, enterramento, depósito de refugallos no vertedoiro...

Esta delimitación positiva complementase cunha lista de actividades cuxas emisións non deben figurar no ciclo de vida estudado. Especificamente exclúense do ciclo de vida as seguintes emisións:

1. As xeradas na produción dos bens de capital empregados no ciclo de vida do produto<sup>95</sup>.
2. Os requirimentos enerxéticos humanos<sup>96</sup>.
3. As producidas no transporte de consumidores a e dende o punto de compra.
4. As xeradas no transporte de empregados ao seu lugar de traballo habitual.
5. As procedentes de animais realizando servizos de transporte.

---

<sup>93</sup> Considéranse cuestións como as emisións derivadas da calefacción, alumeado, ventilación... (BSI, 2008)

<sup>94</sup> Como exemplo de controis ambientais, menciónase control de humidade, temperatura... aparentemente estas emisións poderían estar incluídas no apartado de "actividades nas instalacións da empresa".

<sup>95</sup> Neste caso sinalase que serán consideradas en futuras revisións da PAS.

<sup>96</sup> Por exemplo, e enerxía necesaria para recoller froita manualmente.

### 3.4.3.2. Método de cálculo

O método de cálculo non é excesivamente complexo, se ben a información precisa require un esforzo notable de todos os subministradores que integran a cadea. Podemos diferenciar 3 fases principais:

1. Elaboración de balances de masa e obtención dos datos de actividade.
2. Estimación das emisións.
3. Transformación a toneladas de CO<sub>2</sub> equivalentes.

#### 1. Elaboración de balances de masa e obtención dos datos de actividade

O punto de partida é o mapa de procesos, co que se identifican todas as actividades que contribúen á PCC. Feito o mapa, cómpre elaborar balances de masa, que permiten determinar cantidades de cada material necesarios para obter unha unidade de produto final en cada fase do ciclo de vida.

Figura 3.7. Exemplo dunha parte dun balance de masa



Fonte. Carbon Trust (2007).

A elaboración do balance de masa require do estudo detallado de cada actividade, proporcionando a información necesaria cada un dos subministradores que participan na cadea. As empresas participantes deben ser capaces de estimar o consumo de enerxía por unidade de produto realizado en cada actividade (por exemplo, *kwh/kg de produto producido...*). A consideración do número de unidades de produto permitirá obter os valores totais (por exemplo, *kwh*). Feito isto, só serán necesarios factores de emisión para as diferentes fontes de enerxía.

## 2. Estimación das emisións

Unha vez que se dispón dos valores totais (kwh, litros, quilos de combustible,...), a conversión a CO<sub>2</sub> realízase a partir da aplicación dun factor de emisión estándar (*kg CO<sub>2</sub>/Kwh, kg CO<sub>2</sub>/kg ou litro ou unidade de enerxía...*) obtido de diferentes fontes<sup>97</sup>.

No caso das emisións directas de gases de efecto invernadoiro diferentes do CO<sub>2</sub> que podan xurdir nas diferentes actividades<sup>98</sup>, é necesario dispoñer de información, para cada tipo de gas, da cantidade emitida por kg de produto obtido (por exemplo, *kg de metano/kg de produto obtido*). Así sabendo as toneladas de produto final, obtéñense as emisións de cada gas.

No caso de produtos con capacidade para absorber CO<sub>2</sub>, considérase, nalgúns casos, que o carbón almacenado non foi emitido á atmosfera, descontando estas emisións do ciclo de vida do produto.

## 3. Transformación a toneladas de CO<sub>2</sub> equivalentes

A transformación a toneladas de CO<sub>2</sub> equivalentes realízase empregando coeficientes de potencial de quecemento do planeta (GWP) cun horizonte de 100 anos do IPCC<sup>99</sup>. Estes coeficientes relacionan o potencial de xerar quecemento de cada gas co do CO<sub>2</sub>, posibilitando a transformación necesaria (BSI, 2008)<sup>100</sup>.

### 3.4.3.3. Fortalezas e debilidades

O método proposto polo *Carbon Trust* constitúe unha alternativa relevante para o cál-

<sup>97</sup> Non se cita a fonte nin os factores empregados, se ben o IPCC é a fonte máis empregada. En MMA (2006) resúmense os valores acadados por estes factores para os principais combustibles en diferentes publicacións do IPCC.

<sup>98</sup> Por exemplo, a fermentación entérica da cabana bovina, ou calquera tipo de emisións combustivas e non combustivas de gases de efecto invernadoiro que xurdan en calquera fase do proceso produtivo.

<sup>99</sup> IPCC (2007).

<sup>100</sup> Por exemplo, un factor de 23, significaría que a contribución por unidade do gas en cuestión, neste caso o metano, é 23 veces á do CO<sub>2</sub>.

culo da PCC de bens e servizos. Trátase dun método que nace cunha clara vocación práctica, no sentido de que está pensado para ser realmente aplicado a empresas, e non como un mero exercicio académico. Así mesmo, esta pegada inclúe a totalidade de emisións de gases de invernadoiro ao longo dunha cadea de subministradores, o que o converte nunha ferramenta útil para cumprir cos criterios establecidos no protocolo de *Kioto*, ademais de adoptar unha perspectiva que permite a cooperación entre empresas.

Coa publicación da PAS 2050, o método está totalmente estandarizado e dispoñible para todas as empresas que o queiran aplicar. Así mesmo, trátase dun método simple e visible, no sentido de que, unha vez que se dispón da información relativa aos procesos que interveñen, a aplicación de factores de emisión de CO<sub>2</sub> é suficiente para estimar a PCC, sen ter que recorrer a outro tipo de procedementos ou ferramentas máis complexos e, moitas veces, opacos.

Precisamente o modo de recoller a información pode ser unha das debilidades a sinalar, pois a elaboración de mapas de procesos completos é unha tarefa que esixe un grande esforzo para realizala con precisión, sobre todo cantas máis empresas e produtos interveñan no ciclo de vida estudado. O obxectivo do método é recoller as principais fontes de emisións, e non elaborar mapas de procesos excesivamente detallados, o que, en parte solucionaría este problema, mais supón asumir que unha parte das emisións podería quedar fóra da pegada.

Pode ser cuestionable a exclusión das emisións procedentes da elaboración de bens de capital empregados no ciclo de vida, importantes nalgúns sectores económicos<sup>101</sup>, de modo que a pegada obtida pode estar infravalorada en casos concretos.

Por outro lado, consideramos que certas rixideces metodolóxicas establecen límites a certas cuestións relevantes. O método permite o cálculo da PEC do ciclo de vida máis frecuente para un determinado produto, sen permitir a introdución de variacións. A introdución de novos subministradores e/ou a eliminación dalgún dos que están presentes na cadea principal, implicaría a reelaboración do mapas de procesos e a introdución de novos balances de masas, o que podería supoñer un traballo adicional importante.

---

**101** O transporte dos traballadores ou as emisións que proveñen da fabricación da maquinaria, son dúas fontes de emisións que poden ter relevancia nalgúns sectores (Carballo Penela et al., 2008ab).

Este problema solucionaríase se a información aportada por cada participante no ciclo de vida constituíse un todo que se pode mover e utilizar en calquera cadea. Deste modo, contando coas empresas necesarias, sería doado realizar comparacións entre diferentes cadeas alternativas, o que aportaría información relevante a respecto da sustentabilidade de diferentes alternativas. Non obstante, a realización dos cálculos desde unha perspectiva onde a unidade de referencia é a fase do proceso produtivo, e non o subministrador, impide esta posibilidade, restando flexibilidade ao método.

A consideración das emisións incluídas no ciclo de vida merece un pequeno comentario. O método de cálculo proposto inicialmente por *Carbon Trust*, non consideraba as emisións derivadas do uso de bens e servizos, pois “*as compañías da cadea de distribución teñen pouca influencia á hora de cambiar os hábitos dos consumidores, ademais de existir moita variabilidade entre nestes hábitos*” (Carbon Trust, 2007, 6).

A PAS 2050 inclúe estas emisións, completando o ciclo de vida, evitando, ademais, resultados perversos, no caso de bens onde a maior parte das emisións proveñan desta fase (Carbon Trust, 2008b).

Na nosa opinión, é suficiente que a PCC, e a ecoetiqueta elaborada en base a ela, informe das emisións derivadas da produción e distribución de bens e servizos, existindo outros medios que poden recoller recomendacións e información para reducir as emisións derivadas do seu uso. Tendo en conta que non tódolos consumidores van a empregar o produto do mesmo modo, é complexa a estimación das emisións nesta fase. Se ben completan ciclo de vida, poden introducir erros importantes na PCC.

#### **3.4.4. A aproximación das compoñentes**

A “aproximación das compoñentes” nace precisamente con vocación de ser aplicada a realidades como empresas e organizacións, polo que o método de cálculo exposto no apartado 2.5 é o mesmo que se aplica a nivel corporativo. De aí que non consideramos oportuno volver a repetir os seus fundamentos, nin os puntos fortes e febles, limitándonos neste capítulo a aclarar algunhas cuestións relevantes arredor do método e a utilidade dos seus resultados nunha esfera corporativa.

Debemos lembrar que a “aproximación das compoñentes” baséase en capturar

unha parte da pegada, de modo que se seleccionan aqueles consumos que se consideran máis relevantes para a realidade estudada, neste caso, organizacións e empresas.

No caso das empresas, adoitase traballar cun número menor de compoñentes, distinguindo catro grandes grupos, enerxía, transporte, materiais e residuos, cada un dos cales consta de diferentes compoñentes en función das características da empresa estudada<sup>102</sup>. Non obstante, á hora de mostrar os resultados, é habitual referirse aos catro grupos sinalados, tal e como amosa a táboa seguinte:

**Táboa 3.19.** A PEC empregando a "aproximación das compoñentes": resultados estándar

Compoñente	PEC (ha/ano)	Distribución %
Enerxía	50.560	53%
Transporte	3.711	4%
Materiais	37.449	40%
Residuos	2.730	3%
<b>Total</b>	<b>94.450</b>	<b>100%</b>

Fonte: Chambers e Lewis (2001).

Unha cuestión relevante á hora de estimar a PEC ten que ver cos límites que o método de cálculo establece. De acordo a Chambers e Lewis, (2001, 36), a aproximación das compoñentes pode restrinxirse aos efectos directos ou *on-site*, ou ampliar o seu alcance a efectos indirectos, relacionados "*co uso do produto polo consumidor*". Non obstante, nos casos prácticos publicados óptase por aplicar o método ás actividades das que a empresa é responsable, excluindo efectos ao longo da cadea de distribución dos seus produtos.

O método estima a pegada unitaria de cada compoñente, considerando o seu ciclo de vida. É destacable que a información dispoñible para cada empresa condiciona a lonxitude do ciclo de vida abarcado. Se ben o obxectivo é o cómputo do consumo de enerxía e transporte realizado na fabricación, procesado, e transporte de cada compo-

<sup>102</sup> Por exemplo, dentro do grupo de compoñentes relacionados coa enerxía, pódese incluír electricidade, gas, combustibles...

ñente, a falla de información pode restrinxir o ciclo de vida a só algunhas fases. Isto supón un problema importante de comparabilidade entre as PEC de diferentes organizacións, pois a lonxitude do ciclo de vida das súas compoñentes pode ser ben distinta.

O método de cálculo precisa datos de consumos de bens e servizos en unidades físicas, a partir dos cales se calcularán os consumos asociados a cada unha das compoñentes. A Táboa 3.20 recolle un cuestionario tipo presentado ás empresas que desexen estimar a súa PEC.

Cómpre converter datos dos estados contables en información en termos físicos, se ben non se indica o modo en que se realiza este labor, nin as fontes empregadas. A ausencia de información a este respecto, resta transparencia ao método pois, independentemente do modo de realizar os cálculos, non sempre se pode avaliar a fiabilidade da información empregada. Outros métodos, como o MC3, establecen un procedemento estándar para realizar esta transformación, o que, ademais de axilizar o procedemento, aumenta a transparencia do método.

Na maioría dos casos, non se dispón de información en termos físicos, sendo habitual que a información financeira sexa a principal fonte. En canto ao tipo de resultados obtidos, desde a “aproximación das compoñentes” incídense nalgúns cuestións que, se ben poderían realizarse tamén empregando outras metodoloxías, non son mencionadas, ou o son en menor medida. En primeiro lugar, destácase a utilidade do indicador á hora de analizar os efectos de posibles medidas a tomar polas organizacións.

Ao igual que outros métodos, a “aproximación das compoñentes” posibilita o cálculo da PEC en diferentes escenarios, de modo que se pode comprobar facilmente a eficacia unha determinada medida, por exemplo, unha redución do consumo de enerxía. Isto permite aos xestores testar a efectividade de diferentes alternativas para acadar un mesmo obxectivo, o que converte ao indicador nunha ferramenta de planificación notablemente útil (Chambers e Lewis, 2001).

Tamén se incide na posibilidade de vincular a PEC con diferentes variables relacionadas co desempeño económico da empresa como, por exemplo, os ingresos, beneficios ou o número de clientes. Deste modo, posibilitase a introdución do medio ambiente en variables de xestión empresarial comunmente empregadas, o que pode facilitar que a toma de decisións non se limite exclusivamente a cuestións económico-financeiras,

**Táboa 3.20.** Información solicitada ás empresas par ao cálculo da PEC. Cuestionario estándar

Compoñente	Consumo	Unidade	Concepto	Consumo	Unidade
<b>Enerxía</b>			<b>Residuos emitidos</b>		
Electricidade- rede			Papel		
Electricidade- biofueles			Cartón		
Electricidade- vento			Aceiro		
Electricidade- hidroeléc.			Aluminio		
Electricidade- solar			Ferro		
Gas			Cobre		
Gasolina			Metais- especificar		
Gasóleo			Textiles		
Derivados do petróleo- especificar			Auga		
Outros fueles- especificar			Residuos biosólidos		
Transporte			Residuos tóxicos		
Vehículos da empresa			Plásticos		
Coches			Papel reciclado		
Furgonetas			Cartón reciclado		
Camións ríxidos			Aceiro reciclado		
Camións articulados			Aluminio reciclado		
Vehículos especiais			Cobre reciclado		
Outros			Outros metais reciclados- especificar		
Vehículos alugados			Plásticos reciclados		
Coches			SO2		
Furgonetas			Amoniaco		
Camións ríxidos			<b>Eliminación dos residuos</b>		
Camións articulados			Vertedoiro- non bio gas		
Vehículos especiais			Vertedoiro- con bio gas		
Outros			Incineración		
<b>Materiais e residuos consumidos</b>			Incineración xerando electricidade		
Papel			Incineración xerando calor e electricidade		
Cartón			Reciclado		
Madeira- UE			Compostaxe		
Madeira- Global			Reusados		
Madeira- Bosques tropic.			Outros		
Aceiro			<b>Uso da superficie</b>		
Aluminio			Superficie media por emprazamento/total		
Ferro			Superficie media construída por emprazamento/total		
Cobre			Superficie media cultivada/pastos/ salvaxe por emprazamento/total		
Metais pesados- especificar			Superficie para producir biocombustibles		
Outros metais- especificar					
Textís					
Auga					
Plásticos- especificar					
Químicos- inorgánicos					
Químicos- orgánicos					
Materiais reciclados					
Papel reciclado					
Cartón reciclado					
Aceiro reciclado					
Aluminio reciclado					
Ferro reciclado					
Cobre reciclado					
Outros- especificar					

Fonte: Elaboración propia a partir de Chambers e Lewis (2001).

inda empregando este tipo de variables. A consideración da produción da empresa permite estimar unha pegada por unidade de produto.

Así mesmo, suxírese a consideración do concepto de *earthshare* para establecer vínculos entre a pegada dos habitantes do planeta, ou doutro territorio, e a pegada de produtos. Lembremos que o *earthshare* fai referencia á cantidade de SBP dispoñible por habitante, na actualidade estimada en 1,78 *Gha/hab* (WWF, 2006). A pegada dunha persoa é a suma da PEC dos diferentes bens e servizos que consume, polo que ten sentido que, unha vez estimada a pegada dun determinado produto, se compare co *earthshare*. Así, poderase determinar que porcentaxe da SBP da que dispón cada habitante se emprega en cada produto consumido. Na medida en que exista información para diferentes produtos, poderá determinarse que combinacións esgotan a superficie dispoñible por habitante.

Desde este punto de vista, a utilidade da PEC relaciónase, non só coa xestión empresarial, senón que se configura como unha ferramenta que pode contribuír ao logro da sustentabilidade global, informando da pegada dos diferentes produtos. Igualmente, teñen sentido as hectáreas como unidades nunha pegada corporativa.

O principal problema co que se atopa esta visión relaciónase con que as diferenzas metodolóxicas existentes entre o “método composto” e a “aproximación das compoñentes” evitan que os resultados por habitante e por produto non sexan comparables. Noutras palabras, se unha persoa sumase a pegada de tódolos produtos que consume, calculada coa “aproximación das compoñentes” e a compara coa pegada que lle corresponde empregando o “método composto”, existirían diferenzas derivadas de tratarse de métodos de cálculo diferentes. É máis, incluso se a pegada global se estimase empregando a “aproximación das compoñentes”, poderían existir diferenzas, debido a problemas de dobre contabilidade, presentes á hora de calcular a pegada dos diferentes produtos consumidos empregando LCA.

É tamén destacable que a PEC é calculada, preferentemente, empregando produtividades locais, as do país no que se atope situadas as empresas, e non a produtividade global, a máis empregada nos estudos de PE. As vantaxes de empregar unha ou outra foron sinaladas en seccións anteriores. Neste caso as produtividades locais son defendidas adoptando unha perspectiva que non busca a realización de compara-

cións entre estudos, senón unha maior capacidade de planificar e xestionar o uso da superficie.

#### **3.4.4.1. A pegada do carbono corporativa na "aproximación das compoñentes"**

Recentemente, esta metodoloxía adaptouse para permitir o cálculo da PCC. Polo de agora non existe ningún artigo publicado onde se describa o método empregado, polo que non dispoñemos de máis información que a mostrada na web de *Best Foot Forward*, ademais de breves aclaracións realizadas vía email por Nicky Chambers, unha das responsables de *Best Foot Forward*.

A información á que tivemos acceso nos permite aclarar algunhas cuestións relevantes:

- 1.** Ao igual que a versión en unidades de superficie, trátase dun método que se pode aplicar a diferentes realidades como produtos, servizos, eventos, organización se rexións enteiras. Polo momento, os principais usuarios son empresas e organizacións.
- 2.** No caso dos produtos, non se limita a computar as emisións directas da empresa que os produce, senón que permite recoller os efectos indirectos ao longo do seu ciclo de vida.
- 3.** Considera as emisións dos gases de efecto invernadoiro, expresando o indicador en toneladas de CO<sub>2</sub> equivalentes, que poden ser referidas á relacionadas coas unidades as que se refira o estudo (persoas, toneladas de produto,...)

En canto ao método de cálculo, non dispoñemos de información detallada ao respecto. Debemos considerar que o cálculo da PEC require da estimación das emisións de CO<sub>2</sub> xeradas no consumo de enerxía realizado no ciclo de vida da actividade/produto estudado, rexistrando as emisións de CO<sub>2</sub>, o gas que, na maioría dos casos, é o máis importante na pegada do carbono. De aí que esta información poda ser empregada para estimar a PCC, sendo probable que non existan diferenzas substanciais coa a versión máis habitual do método, en unidades de superficie.

### 3.5. COMENTARIOS A RESPECTO DO CONCEPTO DE PEC E PCC

Ata o momento, introducimos a análise de pegada ecolóxica a nivel corporativo, definindo a PEC e a PCC e describindo os principais alternativas metodolóxicas existentes.

Destacamos que a PEC é un indicador que estuda a demanda de superficie asociada aos consumos e refugallos procedentes de organizacións e empresas e/os seus produtos. Neste sentido, non existen dúbidas a respecto do que se quere medir. Sen embargo, existen importantes diferenzas na súa estimación, en función do recurso metodolóxico empregado. Se ben, polo momento, non existen estudos que apliquen os diferentes métodos a un mesmo caso, as diferenzas existentes en cuestións cruciais, como os fundamentos do método de cálculo (técnicas *input-output*, a análise do ciclo de vida, o método composto...), a transformación, ou non, do gasto en unidades monetarias a unidades físicas e o modo de facelo, a consideración dos participantes na cadea de subministradores e o reparto da pegada entre eles... influirán, sen dubida, nos resultados obtidos.

No caso da PCC, ademais das diferenzas derivadas da elección dunha ou outra alternativa de cálculo, non existe consenso a respecto de cuestións esenciais, como as emisións que debe recoller o indicador (só CO<sub>2</sub> ou outros gases de efecto invernadoiro); o alcance (emisións directas, fronte a indirectas); e o seu papel na análise de pegada ecolóxica. Ademais de haber diferenzas na resposta da pregunta ¿como medimos?, non existe consenso a respecto do ¿que medimos?.

Debemos ter en conta que, en termos de PE, a definición do indicador foi realizada polos propios Wackernagel e Rees, consolidada en tódolos traballos que se citaron en capítulos anteriores desta memoria de tese. Ao seren os seus creadores, os propios autores teñen lexitimidade para liderar, baixo o paraugas da rede GFN, o proceso de estandarización do método de cálculo.

A nivel de PEC, esta tutela é menor, pois as alternativas metodolóxicas existentes non nacen da man de Wackernagel e Rees. É certo que, dende un principio, estes autores sinalaron a posibilidade de aplicar o indicador a empresas e produtos. Así mesmo, os estándares propostos por GFN (GFN, 2006b) inclúen instrucións á hora de aplicar a pegada a este nivel, buscando que as diferentes alternativas metodolóxicas delimiten claramente cuestións que se consideran relevantes, como por exemplo, os límites da

análise, ou se eviten problemas comúns aos métodos existentes, como a dobre contabilidade. Sen embargo, recoñécese que a un nivel corporativo, falta moito traballo por realizar á hora de estandarizar o método de cálculo, sen que se realice una proposta concreta, máis alá de directrices xerais. De aí que as alternativas metodolóxicas existentes sexan deseñadas por diferentes autores que seguen con diverso grao de fidelidade a filosofía da PE<sup>103</sup>.

No caso da PCC, a indefinición do concepto inda é máis patente, pois non está claro que mide exactamente (só CO<sub>2</sub> ou máis gases de efecto invernadoiro) nin o grao de parentesco coa análise de pegada ecolóxica.

Cómpre, polo tanto, deixar claro o contido de cada indicador, ademais da relación entre as diferentes variantes da pegada. A nosa visión resúmese nos seguintes parágrafos.

Wackernagel e Rees tentan elaborar un indicador útil no estudo da sustentabilidade ambiental. Sen embargo, á vista do acontecido nos últimos anos, a contribución destes autores supera, na nosa opinión, este obxectivo. En primeiro lugar, en base á súa visión do desenvolvemento sustentable, é certo que definen un tipo de indicador, a PE, válido para estudar a sustentabilidade de poboacións desde o punto de vista do consumo. A definición do indicador é completa, no sentido de que se indica como e que debe recoller, realizando unha proposta de método de cálculo.

Non obstante, os principios nos que se basea, e a análise que del se deriva, a análise de pegada ecolóxica, son aplicables a outras realidades diferentes (produtos, organizacións, actividades...). Esta versión/s da análise non son desenvolvidas por Wackernagel e Rees, que só sentan os principios-guía xerais, sen dar contido ao indicador, nin sinalar como se debe calcular. De aí que a segunda contribución sexa o establecemento dun tipo de análise de sustentabilidade.

Dun modo máis claro, podemos dicir que estes autores sentan, en primeiro lugar, as bases da análise de pegada ecolóxica. Así mesmo, deseñan un indicador, a PE, aplicable a poboacións, deixando aberta a posibilidade de aplicar a análise de pegada ecolóxica a

---

**103** De feito as recomendacións de GFN (2006b) xorden despois de que a maioría destes métodos fosen coñecidos.

outras realidades diferentes, como, por exemplo, empresas, bens, e servizos. Os traballos realizados neses eidos, baséanse na análise que eles deseñaron, mais foron desenvolvidas, no esencial, por outros investigadores, se ben Wackernagel e Rees tentan que a súa contribución sexa tida en conta, establecendo determinados principios e estándares.

**Figura 3.8.** A análise de pegada ecolóxica: PE, PC, PEC e PCC



Fonte: Elaboración propia.

A Figura 3.8 reflicte esta visión, esclarecendo algunha das cuestións introducidas anteriormente. A PE é un indicador perfectamente definido e delimitado, aplicable a poboacións, e cun método de cálculo específico, se ben existen diversas propostas diferentes á de Wackernagel e Rees.

A respecto da PC, poden existir dúas interpretacións diferentes. A doutrina institucional, encarnada neste caso por GFN e os informes de IPV de WWF, optan na actualidade por empregar esta denominación para referirse ao que durante anos denominaron área de absorción das emisións de CO<sub>2</sub> procedentes da queima de combustibles fósiles. Desde outra perspectiva, autores como Wiedmann e Minx (2007) non consideran que exista esta vinculación coa análise de pegada ecolóxica nin coas unidades de superficie.

Resulta difícil determinar a orixe do termo PC. Wackernagel et al. (2005) inda non o utilizan, sendo tampouco empregado por Rees (2006b) nin Wackernagel et al.,

(2006). Non obstante, a denominación xa está presente GFN (2006b), publicado a finais de 2006, na última versión da “Contabilidade de PE Nacional” (Kitzes et al., 2007c) e no informe IPV de 2008. Por outro lado, outros estudos de 2006 (POST, 2006), xa o empregan polo que é probable que desde GFN se adopte a denominación, máis non sexan eles os que o definan inicialmente. Tendo en conta isto, consideramos que a PC non é, necesariamente, o mesmo indicador que a PE, se ben son aplicables nun mesmo ámbito.

A análise de pegada ecolóxica pode aplicarse a nivel corporativo, e de aí o seu interese na nosa investigación. Así, a PEC é un indicador que segue os principios da análise de pegada ecolóxica, se ben non existe un único método de cálculo que acadase a suficiente difusión e recoñecemento para ser adoptado polos investigadores neste tema. Existe, polo tanto, certo consenso a respecto do que se quere medir, a demanda de superficie das empresas, organizacións e os seus produtos, se ben existen diferentes modos de realizar esa medición, sen que ningún acadara, polo momento, o nivel de estándar.

Ademais de determinar a superficie que demandan as súas actividades, a estimación das emisións xeradas é unha información relevante para as corporacións, con notable utilidade en, por exemplo, cuestións como o ecoetiquetado de bens e servizos. Ten sentido un indicador, que denominamos PCC, centrado na contabilización das emisións de corporacións. Ao igual que na PC, nin existe un único método de cálculo, nin sequer está claro se este indicador se basee nos principios da análise de pegada ecolóxica.

Na nosa opinión, existe unha relación clara entre a PCC e a PEC<sup>104</sup>. O cálculo da PEC precisa, na maioría dos métodos propostos, da estimación das emisións da corporación estudada, polo que, nese caso, o cálculo do primeiro posibilitaría a obtención do segundo. Deste modo, entendemos a PCC proporciona a mesma información que a PEC, simplemente nunha unidade diferente, as emisións de CO<sub>2</sub><sup>105</sup>, sendo dúas caras dunha mesma moeda ou, si se quere, un indicador ao que nos referimos con dúas denominacións, en función da unidade na que estea expresado. A consideración das emisións,

---

**104** Doutro modo, non sería necesario o uso do termo “pegada” na denominación do primeiro, sendo suficiente referirnos a ela como, por exemplo, toneladas de CO<sub>2</sub> emitidas.

**105** Ou CO<sub>2</sub> equivalente.

aumenta a súa utilidade, nun contexto onde a loita contra o cambio climático é un dos principais obxectivos do conxunto da sociedade.

Consideramos oportuno o emprego das dúas denominacións, pois se manifesta explicitamente o uso das dúas unidades, cousa que non ocorre se emprega un único termo. O emprego nalgúns estudos do termo PCC sen ningunha vinculación coa superficie, podería inducir a pensar, se unicamente se usa esta denominación, que a superficie non ten cabida na análise. O contrario sucedería si se emprega só a denominación PEC.

A identificación entre PE e PC non é posible, pois o segundo tería que adaptarse as características do primeiro, cando podería ser máis completo, considerando, por exemplo, máis gases que o CO<sub>2</sub>.

Por outro lado, en termos de poboacións, a PE está perfectamente definida e delimitada, cuns pais con lexitimidade para decidir ao seu respecto. En canto á análise de corporacións, entendemos que a PEC é un concepto máis difuso, polo que consideramos posible propoñer e adoptar un único indicador con dúas denominacións, PEC-PCC, que empregaremos de aquí en diante.

No que atangue a cuestións concretas do contido da PEC-PCC, somos partidarios de que o indicador non se restrinja exclusivamente ás emisións de CO<sub>2</sub>. O IPCC (2007) proporciona coeficientes de “potencial de quecemento global” (GWP), para as emisións controladas polo Protocolo de Montreal, o que permite transformar a toneladas equivalentes de CO<sub>2</sub> as emisións dun bo número de gases, ademais de CO<sub>2</sub>, metano e óxido nítrico.

A utilidade do indicador se incrementa engadindo máis gases que o CO<sub>2</sub> pois, deste modo, ofrecerase unha visión máis completa da posición das corporacións estudadas, permitindo que as decisións tomadas teñan un maior impacto real. Na medida en que o Protocolo de Kioto establece obxectivos de emisións para seis gases (CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O, CH<sub>4</sub>, HFC, PFC, SF<sub>6</sub>), a súa inclusión na PCC aumentará o atractivo do indicador para as empresas que teñan obxectivos de emisións relacionados con este Protocolo. A información poderá ser ofrecida diferenciando a pegada de cada gas, polo que non haberá problema para identificar as emisións de CO<sub>2</sub> equivalentes de cada un.

Así mesmo, cada organización, en función das súas características, poderá decidir

que unidade, CO<sub>2</sub> equivalente ou hectáreas, lle resulta máis útil para mellorar o seu desempeño ambiental, podendo empregar as dúas, se o considera oportuno.

Algúns autores (Wiedmann e Minx, 2007; Janse e Wiers, 2007) son partidarios de incluír as emisións dos gases de efecto invernadoiro diferentes do CO<sub>2</sub> nun novo indicador, denominado “pegada do clima”<sup>106</sup>. Non obstante, se na PEC-PCC se establecen claramente os gases que inclúe, as unidades en que está expresada e, ademais, se permite separar as emisións procedentes de cada gas, unha “pegada do clima” non engadiría información relevante, podendo xerar certa confusión, ao tratarse de indicadores que coinciden nalgúns aspectos. Na nosa opinión, é máis útil fortalecer e estandarizar unha medida que xa alcanzou certa difusión, que crear outra nova partindo de cero.

En canto ao seu alcance, consideramos útil que o indicador sexa capaz de estimar tanto a pegada dunha organización, como a dun produto, considerando o total de consumos e refugallos realizados ao longo do seu ciclo de vida. Polo tanto, deben terse en conta os efectos directos, nas instalacións da propia empresa, como indirectos ao longo do ciclo de vida dos bens e servizos producidos. No primeiro caso, a información obtida permitirá aos xestores, adoptar decisións que permitan reducir a súa pegada. No segundo, os consumidores poderán ser informados das emisións xeradas ou a superficie demandada na produción dos produtos que adquiren. Ademais, as empresas dunha mesma cadea de distribución poderán tomar decisións conxuntas para reducir a pegada dos seus produtos e buscar novas oportunidades de negocio.

Tanto a adopción dunha perspectiva que analice o ciclo de vida dos produtos obtidos, como a consideración de máis gases que o CO<sub>2</sub>, coincide coa visión que dende a Unión Europea se ten deste indicador (CE, 2007), sendo positivo de cara a posibles recomendacións normativas, a pesares que desde GFN, mantense a proposta de considerar só as emisións de CO<sub>2</sub>. A ISO 14064-1 (AENOR, 2006c), relativa a cuantificación dos gases de efecto invernadoiro (GEI), considera tamén emisións directas e indirectas<sup>107</sup>.

---

**106** Tradución do autor do termo *climate footprint*.

**107** Esta norma determina os principios e requirimentos para que as empresas xestionen e informen das emisións de gases de efecto invernadoiro. A norma deixa liberdade a respecto da metodoloxía de cuantificación dos GEI, sinalando que poden ser de tres tipos: cálculos, medición ou combinación de medición e cálculo. Nos cálculos inclúense tres posibilidades: datos de actividade multiplicados por factores de emisión ou remoción,

### 3.6. SOBRE O MÉTODO DE CÁLCULO EMPREGADO NESTA INVESTIGACIÓN

Cada un dos métodos explicados presenta diferentes vantaxes e inconvenientes. O seu efecto na precisión do indicador resulta difícil de cuantificar polo que, nese sentido, non podemos adoptar un criterio baseado na madurez científica. Ademais, a ausencia de estándares recoñecidos, impide que haxa unha referencia clara a seguir para que un ou outro método de cálculo goce de aceptación. No noso caso, empregamos o MC3, tentando no noso traballo avanzar na súa aplicación ao ciclo de vida de bens e servizos.

O MC3 encaixa cos requisitos que, pouco a pouco, establecen institucións e organismos que poderán liderar o proceso de estandarización. Como xa avanzamos, este método axústase á visión que dende a Comisión Europea se ten do indicador, sendo coherente coas alternativas que ofrece a ISO 14064 para estimar as emisións de organizacións. En seccións posteriores demostraremos que cumpre a maioría dos principais estándares que GFN establece para pegadas subnacionais.

En segundo lugar, axústase á nosa visión do indicador: trátase dun método flexible, con capacidade para ser aplicado a empresas individualmente ou a ciclos de vida de bens e servizos; permite o cálculo da PEC e a PCC, sendo posible recoller as emisións de diferentes gases de efecto invernadoiro, directas e indirectas.

Así mesmo, é un método transparente, onde se visualiza claramente o proceso de cálculo, estando accesible para calquera usuario a información empregada na estimación. Esta característica non se cumpre noutras alternativas metodolóxicas, onde non están dispoñibles os factores empregados para realizar os cálculos, incrementando a incerteza o uso de ferramentas informáticas ás que non se ten acceso.

Finalmente, a nosa participación no “Grupo de Traballo para a Mellora da Pegada Ecolóxica Corporativa”, colaborando no desenvolvemento do MC3 desde una perspectiva que considere organizacións individualmente, permitiunos coñecer o seu funcionamento, imprescindible para poder avanzar na súa aplicación ao ciclo de vida de bens e servizos.

---

uso de modelos, correlacións específicas para a instalación, ou balances de masa. A medición pode ser continua ou intermitente (AENOR, 2006c).



---

**PARTE II**  
**A PEC-PCC DE BENS E SERVIÇOS:**  
**A VISIÓN DO MC3**

---



---

## **CAPÍTULO 4.**

# **DESENVOLVEMENTO DO MC3 PARA A ESTIMACIÓN DA PEC-PCC DE BENS E SERVIZOS CONSIDERANDO O SEU CICLO DE VIDA**

O obxectivo deste estudo é o desenvolvemento do MC3 para ser aplicado a cadeas de subministradores, de modo que poida estimar a PEC-PCC de bens e servizos considerando o seu ciclo de vida. O desenvolvemento realizado neste capítulo será acompañado cun caso práctico (Capítulo 5), aplicando o método a unha cadea de empresas que produce mexillón en conserva. Deste modo, comprobarase que as achegas teóricas realizadas son realmente aplicables, obtendo unha pegada real, que podería ser utilizada nunha ecoetiqueta. Igualmente, a aplicación do método permitiranos identificar posibles problemas que xurdan na aplicación do método elixido.

### **4.1. A LCA COMO FERRAMENTA PARA OFRECER INFORMACIÓN MEDIOAMBIENTAL DE BENS E SERVIZOS**

#### **4.1.1. O impacto ambiental de bens e servizos**

A obtención de bens e servizos xera diferentes impactos ambientais (consumo de recursos, emisións, vertidos...). A redución destes impactos converteuse na actualidade nunha das prioridades á hora de deseñar estratexias de desenvolvemento sustentable. No ámbito da Unión Europea, o “Libro Verde sobre Política Integrada de Produtos” sinala que unha forma de logralo é mediante o deseño dun “*novo paradigma de crecemento e calidade de vida a través da creación de riqueza e competitividade en base a produtos verdes*” (CE, 2001b). De aí que a “Política Integrada de Producto” (IPP)<sup>1</sup> sexa un dos eixos principais da “Estratexia Europea de Desenvolvemento sustentable” (CE, 2006).

---

**1** A “Política Integrada de Producto” (IPP) está orientada á redución do impacto ambiental producido en calquera fase do ciclo de vida de bens e servizos.

Nos últimos anos, avanzouse no deseño da IPP (CE, 2003; Nuij et al., 2005; CE 2006), se ben aínda se está a traballar no desenvolvemento de indicadores que proporcionen información axeitada para deseñar estratexias neste campo. Polo momento, existe consenso sobre o tipo de análise a realizar, considerándose que a análise de ciclo de vida (LCA) proporciona o mellor marco para valorar o impacto ambiental de bens e servizos (CE, 2003).

Na actualidade, a investigación está orientada a determinar o tipo metodoloxía de LCA a aplicar (análise de procesos, técnicas *input-output*, métodos híbridos,...), existindo diferentes iniciativas europeas no ámbito da IPP, que tratan de avanzar neste campo. A “Plataforma Europea sobre LCA”<sup>2</sup>, xorde por iniciativa da Comisión Europea (CE, 2003), sendo o seu obxectivo principal a avaliación dos diferentes métodos para estimar o ciclo de vida de bens e servizos coa finalidade de elaborar indicadores consistentes e cientificamente robustos que ofrezan información do seu impacto ambiental.

Aínda que esta avaliación non está finalizada<sup>3</sup>, a análise de pegada ecolóxica foi considerada axeitada para valorar as categorías de cambio climático e uso de superficie (EPLCA, 2008c), se ben se considera a versión clásica do indicador, sen considerar propostas metodolóxicas deseñadas especificamente para ser aplicadas desde o enfoque do LCA.

Tamén se destaca a utilidade da pegada do carbono neste campo, para proporcionar a clientes e outros axentes ampla información relacionada co ciclo de vida de bens e servizos, e como fonte de información interna, coa finalidade de identificar puntos clave na cadea de subministradores, riscos potenciais e oportunidades de mellora (CE, 2007).

Os investigadores no campo da PEC-PCC advertiron o potencial do indicador para ofrecer información ambiental de bens e servizos considerando o seu ciclo de vida. Xa

---

**2** Na web <http://lca.jrc.ec.europa.eu/> está dispoñible máis información sobre esta plataforma.

**3** Esta avaliación debера estar finalizada a finais de 2008, sen que polo momento teñamos constancia de que fose realizada. Os métodos avaliados céntranse no estudo do impacto do ciclo de vida ou fase LCI, onde, entre outras cousas, se definen as categorías de impacto estudadas e os indicadores aplicados para cada unha (ver sección 6.2.2.2). Algunhas alternativas estudadas son EPS 2000, IMPACT 2002 +, CLM 2002,... (EPLCA, 2008c).

vimos como algúns dos principais métodos de cálculo que estiman a PEC-PCC (IOLCA, PAS 2050,...) basean as súas estimacións nestas técnicas.

A proposta que denominamos IOLCA pode estimar a pegada dun produto dende as súas fases iniciais ata o consumidor final, elaborando un mapa de provedores sectoriais, sobre o que aplica técnicas *input-output* para estimar a PEC-PCC da empresa que o distribúe. A PAS 2050 considera unha cadea de valor que divide ao produto en 5 fases estándar (materias primas, produción, distribución, uso do consumidor e eliminación e reciclaxe) de modo que en cada unha se cuantifican os materiais e fontes de emisión que xeran pegada.

O MC3 pode ser aplicado adoptando esta perspectiva, considerando que os resultados obtidos con este método poden ofrecer información relevante e útil para avanzar cara o desenvolvemento sustentable. Non obstante, ata o momento, a aplicación do método a bens e servizos é só unha posibilidade, sen que se realizara o desenvolvemento teórico necesario.

#### 4.1.2. Algunhas cuestións relativas ao LCA

No Capítulo 3 fixemos varias referencias ao concepto de LCA, describindo brevemente as súas características xerais e o modo particular en que é aplicado por algunhas alternativas metodolóxicas que estiman a PEC-PCC. Dado que o noso obxectivo principal é o desenvolvemento do MC3 para estimar a pegada de bens e servizos considerando o seu ciclo de vida, consideramos necesario precisar máis algunhas cuestións relativas a este concepto, incidindo nos principais requisitos que debe cumprir este tipo de análise.

De acordo a Guineé (2002, 5-6), “o LCA é unha ferramenta para a análise das cargas ambientais de bens e servizos, dende a extracción de recursos, considerando a produción de materiais, as partes do produto, o produto en se mesmo, o seu uso e reuso, a reciclaxe, e eliminación final”. A modo de resumo, pódese dicir que as versións “clásicas” desta análise consideran todas as cuestións con incidencia no medio ambiente relacionadas co ciclo de vida dos bens e servizos mediante os que satisfacemos as nosas necesidades de consumo (EPLCA, 2008a).

Trátase dunha ferramenta aplicable tanto dende unha perspectiva de xestión em-

presarial interna, como para o subministro de información aos consumidores, ou a elaboración de políticas e lexislación relativas a bens e servizos<sup>4</sup>. Algunhas das súas utilidades principais relaciónanse co deseño de novos produtos, a diferenciación de bens e servizos (certificacións, ecoetiquetas...) ou a detección da orixe dos principais impactos ambientais xerados por un produto concreto.

O LCA foi impulsado por diferentes organismos, que tratan de garantir que os diferentes estudos realizados ofrezan información de boa calidade, comparable, e consistente (EPLCA, 2008a). A “Sociedade de Toxicoloxía e Química” (SETAC) foi o primeiro organismo internacional con relevancia neste labor (Guineé, 2002), se ben as series 14040 da “Organización Internacional de Estandarización” (ISO) foron as que obtiveron un maior éxito. Concretamente, as normas ISO 14040 e 14044 (AENOR, 2006ab), son dous estándares máis aceptados na actualidade, proporcionando información dos principios, marco de referencia, requisitos, e directrices esenciais para realizar LCA.

A pesar do seu éxito, as normas ISO ofrecen un marco de análise xeral, que deixa unha marxe de actuación importante en canto a cuestións como a recollida de información, a obtención de indicadores ou documentación de datos (EPLCA 2008a). Coa finalidade de avanzar na solución destes problemas, a “Plataforma europea sobre LCA” impulsa recentemente un proxecto denominado “Referencia Internacional sobre Sistemas de Ciclo de Vida” (ILCD), na que participan diferentes expertos en LCA, incluíndo representantes de diferentes países, estando presentes os 27 estados membros da UE, do “Programa Nacional de Medioambiente de Nacións Unidas” (UNEP), ademais de representantes das principais industrias europeas e consultoras. O seu principal obxectivo é o desenvolvemento de documentos técnicos que tratan de delimitar e precisar cuestións que as normas ISO non consideran, agrupándoos no “Manual internacional de referencia do sistema de ciclo de vida”<sup>5</sup>.

Por outro lado, na actualidade estase a elaborar unha ISO específica para estandarizar o proceso de cálculo da pegada do carbono. O propósito deste estándar é estable-

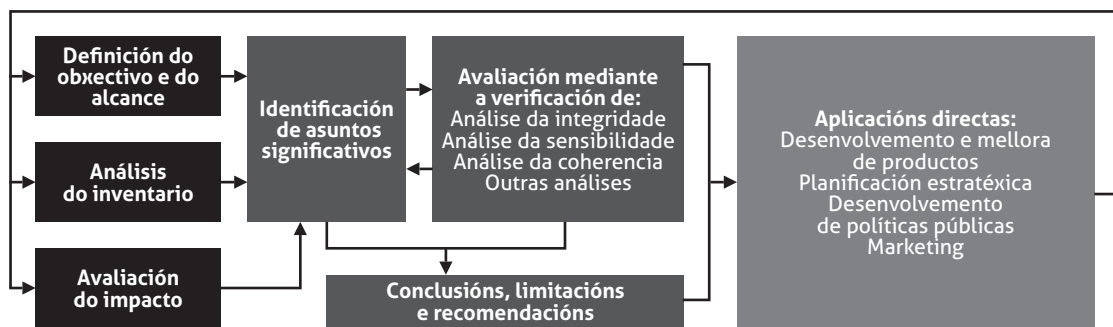
---

**4** No ámbito da Unión Europea o LCA desempeña un papel relevante dentro da citada IPP, ademais de, por exemplo, as estratexias Temáticas de Recursos Naturais e Residuos.

**5** Os traballos realizados ata o momento están en fase de borrador. Máis información en [http://lca.jrc.ec.europa.eu/EPLCA/Deliverables/ILCD\\_handbook.htm](http://lca.jrc.ec.europa.eu/EPLCA/Deliverables/ILCD_handbook.htm)

cer os requisitos que se deben ter en conta para a cuantificación e comunicación de emisións de gases de efecto invernadoiro asociadas con produtos. O estándar incluírá especificacións para a cuantificación da pegada do carbono, o seguimento do proceso de mitigación das emisións, e a harmonización das alternativas metodolóxicas existentes (Swift, 2008)<sup>6</sup>.

Figura 4.1. Marco de referencia para a análise de ciclo de vida



Fonte: EPLCA (2008b).

En todo caso, cinguíndonos ao coñecemento existente na actualidade, existe coincidencia á hora de sinalar os requisitos xerais que debe cumprir este tipo de análise, tal e como expoñemos a continuación.

Existen catro fases principais a incluír nunha análise de LCA: definición e obxectivo do alcance, análise de inventario (LCI), avaliación de impacto (LCIA) e interpretación de resultados (AENOR, 2006b).

#### 4.1.2.1. Definición e obxectivo do alcance

A Táboa 4.1 recolle as principais cuestións que se deben ter en conta á hora de deseñar esta fase do LCA, de acordo ás ISO 14040 e 14044. Trátase, principalmente, de delimi-

<sup>6</sup> O grupo de traballo encargado de elaborar esta ISO, ISO/TC 207/SC 7/WG 2, comezou a traballar en xaneiro de 2008 (Swift, 2008), realizando catro reunións ata o momento, a última en Malaisia, en xaneiro de 2009.

tar claramente o estudo a realizar. Búscase que a información ofrecida sexa útil, clara, e suficiente para a realización dunha interpretación axeitada dos resultados. De aí que se describan cuestións como a motivación da investigación, o proceso produtivo a estudar, as características da información obtida, os factores que afectan á interpretación dos datos, ademais de cuestións relacionadas coa revisión do proceso e o modelo de informe a realizar.

Existen catro cuestións especialmente relevantes: a definición da unidade funcional, a cobertura da análise, os límites do sistema, e a metodoloxía de interpretación de resultados e tipos de impacto.

**Táboa 4.1.** Principais cuestións a considerar en cada fase dunha análise de LCA

<b>Obxectivo do estudo</b>	Aplicación prevista.
	As razóns para realizar estudos.
	O público previsto ou persoas ás cales se prevé comunicar os resultados do estudo.
	Si se pretende utilizar os resultados en aseveracións comparativas previstas para a súa divulgación ao público.
<b>Alcance do estudo</b>	O sistema de produto baixo estudo.
	As funcións do sistema de produto ou, no caso de estudos comparativos, os sistemas.
	A unidade funcional.
	Os límites do sistema.
	Os procedementos de asignación.
	A metodoloxía da interpretación de resultados e os tipos de impactos.
	A interpretación a utilizar.
	Os requisitos relativos aos datos.
	As suposicións.
	Os xuízos de valor e os elementos opcionais.
	As limitacións.
	Os requisitos de calidade dos datos.
	O tipo de revisión crítica, se existe.
	O tipo de formato e informe requirido para o estudo.

Fonte: Elaboración propia a partir de AENOR (2006ab).

A unidade funcional é a unidade de referencia que se vai empregar para normalizar os datos de entrada e de saída. De aí que deba estar claramente definida e ser coherente co obxectivo e alcance do estudo. A cantidade ou o número de unidades producidas ou vendidas dun determinado produto adoitan ser unidades funcionais empregadas.

A pesar de que o LCA se define considerando todas as cargas ambientais dende a fase de materias primas ata o uso e reciclado do produto en cuestión, pódense definir diferentes tipos de cobertura. Tres das máis empregadas son as denominadas *cradle to grave*, *cradle to gate* e *gate to gate*. No primeiro caso, realízase unha valoración completa do ciclo de vida, incluíndo todas as fases dende a obtención de materias primas ata a eliminación e reciclado, pasando pola manufactura, distribución e uso do consumidor. A versión *cradle to gate* realiza unha valoración parcial do ciclo de vida, comezando na fase de materias primas, finalizando no momento en que o produto chega a unha nova organización, ou sae da anterior (BSI, 2008a)<sup>7</sup>. Finalmente, pódese restrinxir o estudo a todos os procesos realizados dentro dunhas mesmas instalacións<sup>8</sup>. Neste caso trátase dunha análise *gate to gate* (EPLCA, 2008b).

O establecemento de límites ao sistema é unha das cuestións que presentan máis problemas neste tipo de análise (Suh et al., 2004, GFN, 2006b). Trátase de determinar que etapas e actividades se deben incluír dentro do LCA. A análise a realizar pode resultar moi extensa, polo que é habitual a eliminación de actividades de difícil inclusión, no caso de que non sexan relevantes para os resultados. Neste labor, pódense establecer criterios de corte que restrinxan as entradas a considerar en función da súa masa, enerxía e importancia ambiental<sup>9</sup>. Os límites establecidos son importantes, pois determinan que actividades se inclúen e, polo tanto, que fontes de emisións se inclúen ou exclúen (Carbon Trust 2008b).

---

**7** O estudo do ciclo de vida considerando todas as etapas dende a fase de materias primas ata a recepción polo consumidor final sería un exemplo deste tipo.

**8** O estudo das cargas ambientais dende que o petróleo cru entra nunha refinería ata que se obtén un determinado combustible sería un exemplo deste tipo de análise.

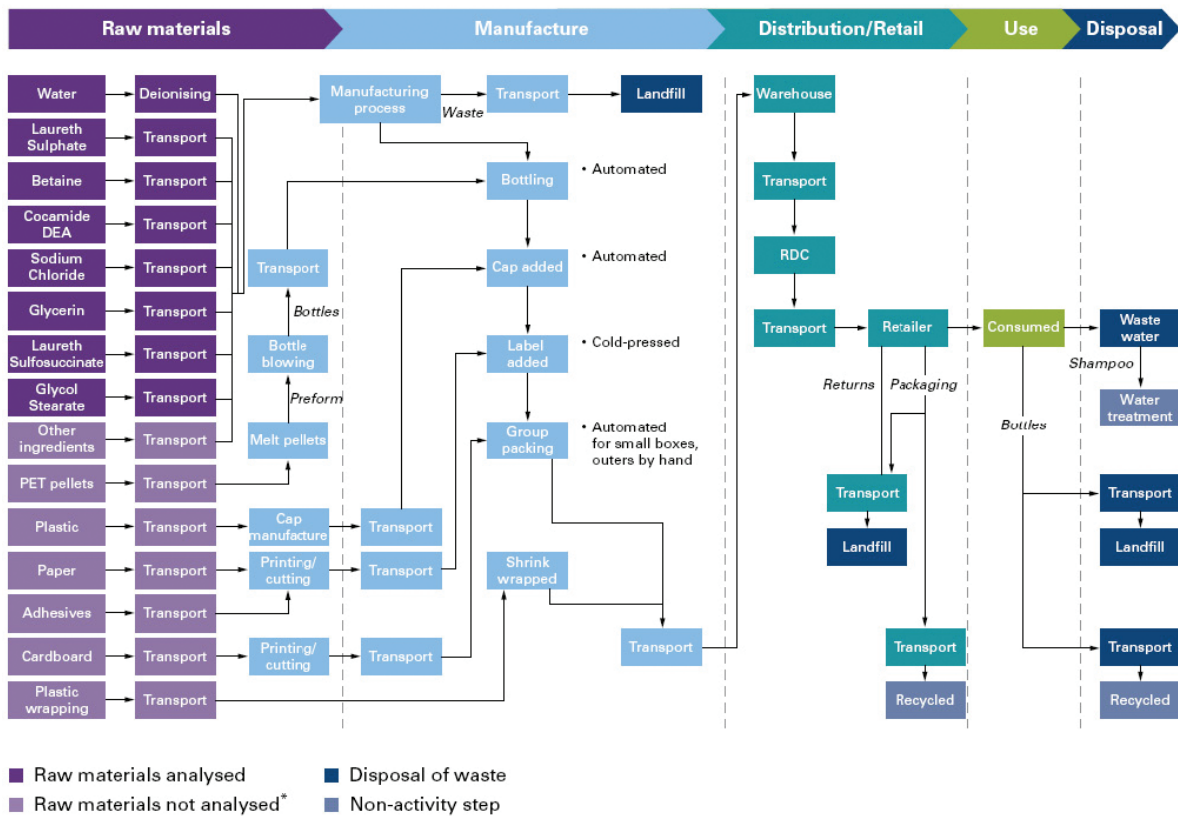
**9** Por exemplo, só se poderán eliminar entradas o volume de masa das cales sexa inferior ao 5% da masa total do proceso (EPLCA, 2008b).

En canto á metodoloxía, debe realizarse unha determinación apriorística, tanto dos tipos de impactos a valorar, coma dos indicadores que se van empregar para cuantificar cada tipo de impacto.

#### 4.1.2.2. Análise do inventario de ciclo de vida (LCI)

Nesta fase recóllense os datos relacionados co proceso estudado durante as fases do ciclo de vida consideradas, co obxectivo de cuantificar os efectos ambientais relativos á unidade funcional. A información obtida é de diversa natureza, incluíndo entradas de enerxía, materia prima, produtos, coprodutos, residuos, emisións, verteduras e outros aspectos ambientais (AENOR, 2006b).

Figura 4.2. Un exemplo dun mapa de procesos



Fonte: Carbon Trust (2008b).

Os datos débense referir a cada actividade ou elemento máis pequeno considerado no ciclo de vida, os denominados procesos unitarios. O número de procesos unitarios en cada LCA é moi variable, sendo recomendable a elaboración de diagramas de fluxo ou mapas de procesos, onde se mostren todos os procesos unitarios incluídos na análise e as súas interrelacións e a descrición detallada de cada un, incluíndo as súas entradas e saídas, as unidades empregadas e as técnicas de recompilación de datos (AENOR, 2006b).

No caso de que no LCA interveñan varios produtos e/ou subprodutos, nesta fase realizácese a distribución dos fluxos de materia e enerxía, emisións entre eles.

#### **4.1.2.3. Avaliación do impacto do ciclo de vida (LCIA)**

Nesta fase utilízase a información obtida na etapa de LCI para elaborar indicadores axeitados para recoller os impactos ambientais que se desexan avaliar, indicando o efecto concreto no medioambiente. Consta de tres elementos obrigatorios e catro opcionais. Os elementos obrigatorios son os seguintes (AENOR, 2006b):

- 1.** A selección das categorías de impacto, os indicadores de categoría e modelos de caracterización.
- 2.** A asignación de resultados do LCI ás categorías de impacto seleccionadas ou clasificación.
- 3.** Cálculo dos resultados de indicadores de categoría ou caracterización.

A Táboa 4.2 ilustra as tarefas que se realizan nesta etapa. Neste caso elabórase un indicador, a radiación infravermella ( $W/m^2$ ), que recolle os efectos dunha categoría de impacto (cambio climático)<sup>10</sup>. Os resultados do LCI ofrecerían diferentes *outputs* (vertidos, emisións, residuos sólidos) ... adecuados para elaborar diferentes indicadores en

---

**10** A radiación solar chega ata a superficie terrestre. Esta quéntase, emitindo radiación de onda longa, absorbida na atmosfera polos gases de efecto invernadoiro. Ao aumentar a concentración deste tipo de gases, increméntase a radiación infravermella retida, o que provoca o aumento da temperatura do planeta.

**Táboa 4.2.** Exemplos de termos empregados na fase de LCIA

Termo	Exemplos
Resultados do LCI	Cantidade de gases de efecto invernadoiro por unidade funcional
Categoría de impacto	Cambio climático
Modelo de caracterización	Modelo de liña de base de 100 anos do IPCC
Indicador de categoría	Radiación infravermella (W/m <sup>2</sup> )
Factor de caracterización	Potencial de quentamento global (GWP 100) para cada gas de efecto invernadoiro
Resultado de indicador de categoría	Kg CO <sub>2</sub> equivalentes por unidade funcional
Categorías finais	Arrecifes de coral, bosques, cultivos
Importancia ambiental	A radiación infravermella é un dato directo dos efectos potenciais no clima, dependendo da absorción de calor atmosférica integral causada polas emisións e a distribución no tempo da absorción da calor.

**Fonte:** Elaboración propia a partir de AENOR (2006b).

función do impacto que se considere. Neste caso, elíxese o cambio climático, polo que á información a empregar é a cantidade de gases de efecto invernadoiro.

O cálculo do indicador baséase na conversión dos resultados do LCI, neste caso, as emisións de gases de efecto invernadoiro, a unha unidade común. Este proceso implica a definición dun modelo de caracterización, onde se describe o modo de realizar esta conversión, e o uso dun factor de conversión ou caracterización<sup>11</sup>. Neste caso, transfórmanse as emisións en cantidades de CO<sub>2</sub> equivalentes, empregando para esta fin, o modelo de liña de base de 100 anos do IPCC. Como factor de caracterización, utilízanse os coeficientes de potencial de quentamento global (GWP 100) para cada gas de efecto invernadoiro. Deste modo, estímase o indicador seleccionado, indicando, a súa relevancia en relación á categoría de impacto.

Ademais dos elementos obrigatorios, a fase de LCIA inclúe unha serie de cuestións opcionais, en función do obxectivo e alcance do LCA (AENOR, 2006b):

- 1. Normalización.** Mediante a normalización relaciónase a magnitude cuantifica-

<sup>11</sup> Débese indicar o grao no que o modelo de caracterización e os factores de caracterización están validados cientificamente (AENOR 2006a).

da para unha categoría de impacto respecto a un valor de referencia a escala xeográfica e/ou temporal.

2. *Agrupación*. Organización e posible clasificación das categorías de impacto;
3. *Ponderación*. Empréganse factores numéricos para outorgar unha importancia relativa diferente ás categorías de impacto, coa finalidade de obter un único resultado ponderado;
4. *Análise da calidade de datos*. Busca afondar no estudo dos datos utilizados, para unha mellor comprensión dos resultados obtidos.

#### **4.1.2.4. Interpretación de resultados**

Nesta fase empréganse os resultados obtidos nas dúas etapas anteriores para realizar unha síntese das principais cuestións tratadas, ademais da avaliación dos resultados obtidos.

De acordo a AENOR (2006b), os elementos que comprende esta fase son os seguintes:

1. *Identificación dos asuntos significativos* de acordo coa definición e obxectivo do sistema (datos de inventario, categorías de impacto, contribucións de cada etapa do ciclo de vida aos resultados,...) baseándose nos resultados das fases anteriores.
2. *A realización de análise de integridade* (complitude e dispoñibilidade de toda a información e datos), sensibilidade (afectación por incertezas nos datos, método de asignación ou cálculo de resultados) e coherencia (ou concordancia das suposicións, métodos e datos, co obxectivo e alcance), coa finalidade de avaliar os resultados obtidos e fortalecer a súa confianza e fiabilidade.
3. *Conclusións, limitacións e recomendacións*.

## **4.2. O CICLO DE VIDA DESDE A PERSPECTIVA DO MC3**

O LCA realízase coa finalidade de identificar todas aquelas cuestións que xeran algún tipo de impacto ambiental durante a vida dos bens e servizos estudados. Pártese do

estudo e cuantificación de todos os *inputs* que participan no ciclo de vida (materiais, enerxía, produtos químicos...) obtendo como *output* as emisións, vertidos, residuos sólidos... xerados por unidade de *input*. A partir desa información, pódense obter diferentes indicadores, como, por exemplo, a PEC-PCC.

No noso caso, empregamos o MC3 para o cálculo específico dun indicador, a PEC-PCC. De aí que os *inputs* que inclúe (consumo de recursos e xeración de residuos) e os *outputs* obtidos, emisións de CO<sub>2</sub> e superficie, sexan os necesarios para o cálculo deste indicador e non doutros.

O noso enfoque é, polo tanto, diferente ao dun LCA, tal e como acabamos de expoñer no epígrafe anterior. Mentres que nese caso é necesario 1) a estimación todas as cargas ambientais asociadas con bens e servizos durante o seu ciclo de vida; 2) a selección de indicadores de categoría; e 3) a estimación dos indicadores elixidos, dende a nosa perspectiva; a elección *a priori* dun indicador, a PEC-PCC, implica a resposta automática a esas tres cuestións.

Centrámonos, polo tanto, no deseño do modelo e factores de caracterización necesarios, tendo como punto de partida o desenvolvemento do MC3 a nivel de organizacións e empresas (Doménech, 2004ab, 2007).

A PEC-PCC asume a importancia de dous fenómenos globais, alteración de ecosistemas e cambio climático, con repercusións relevantes no medio e, polo tanto, no benestar dos humanos e o resto de especies que habitan o noso planeta.

A fase de LCI limitaríase, polo tanto, a proporcionar dous resultados diferentes, a demanda de superficie dos bens e servizos estudados, expresada en Gha<sup>12</sup>, e as emisións de CO<sub>2</sub><sup>13</sup>, directas e indirectas, realizadas na súa obtención. Alteración de superficie e cambio climático son, as categorías de impacto estudadas.

En canto ao indicador de categoría, neste caso identifícase o seu resultado, empregando directamente a información obtida do LCI, que simplemente se relaciona coa cantidade producida de cada ben ou servizo<sup>14</sup>.

---

**12** A información en ha estará tamén dispoñible, pois é necesaria para estimar as gha.

**13** A segunda versión do MC3 (MC3 2.0) computará as emisións do resto de gases de efecto invernadoiro, expresándose en t CO<sub>2</sub> equivalentes.

**14** Obtéñense Gha/t e tCO<sub>2</sub>/t

Isto non significa que, como veremos a continuación, a nosa análise non deba considerar unha boa parte das cuestións dun LCA estándar, ou que non se axuste ás recomendacións das ISO, senón que se simplifican algunhas das tarefas a realizar.

Ademais destas cuestións, existe unha achega adicional a destacar, pois o ciclo de vida non se define en base a procesos unitarios, senón que a unidade de referencia para a estimación das cargas ambientais son as empresas e organizacións.

#### 4.2.1. O ciclo de vida enfocado a empresas

Dende o momento en que o MC3 estima a PEC-PCC dunha corporación, é posible obter a pegada dos seus produtos, simplemente dividindo o valor total, pola cantidade producida. Esta pegada límitase a recoller a demanda de superficie e emisións de CO<sub>2</sub> derivadas das actividades da corporación estudada (efectos directos) e da adquisición de bens e servizos que faga (efectos indirectos).

Non obstante, cada empresa ou organización pode ser vista como unha etapa no ciclo de vida dun ben ou servizo, que pode seguir sendo transformado en fases posteriores. No ciclo de vida de, por exemplo, unha conserva de atún, poderían participar unha empresa pesqueira, que captura o atún a transformar; a empresa conserveira, que adquire o peixe, o transforma e o comercializa baixo a súa marca, unha empresa de transportes, e, por exemplo, un restaurante, que comercializa o atún en conserva, unha vez cociñado<sup>15</sup>. A pegada do peixe debe incorporar os efectos ambientais xerados en todo o seu ciclo de vida.

A aplicación da análise de pegada ecolóxica para o estudo do ciclo de vida de bens e servizos e, concretamente, do MC3, facilita certas cuestións, no sentido de que son coñecidos os *inputs* a estimar, consumo de recursos e xeración de emisións, residuos e verteduras, e o modo de obter a demanda de superficie asociada e as emisións xeradas. Considerando que dispoñemos dun método válido para estimar o indicador obxectivo

---

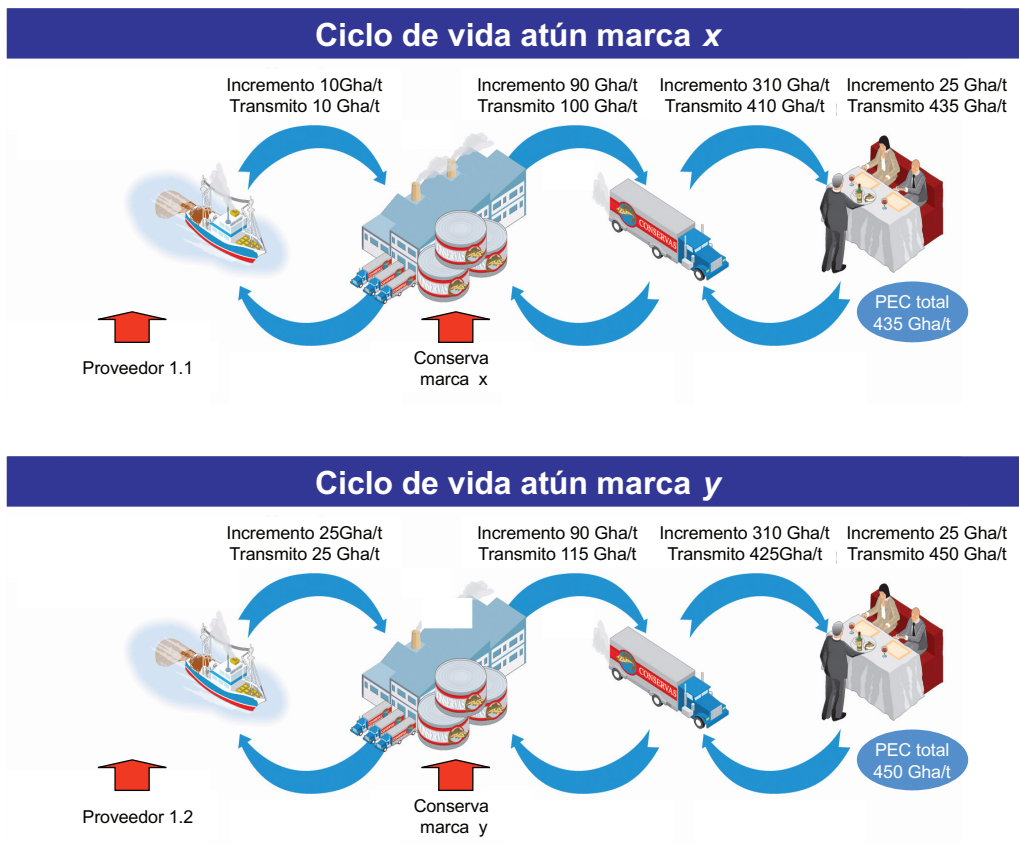
**15** A exposición teórica do método require a identificación das diferentes etapas polas que pasa un determinado ben ou servizo, o que implica a determinación das empresas que participan no seu ciclo de vida. Como veremos, o modo en que propoñemos que o método se aplique posibilita que a pegada se vaia acumulando en cada fase automaticamente, sen que sexa necesario realizar unha delimitación apriorística do ciclo de vida.

aplicado a organizacións e empresas e que son estas as que xeran os impactos que queremos medir, resulta interesante definir o ciclo de vida de bens e servizos a partir dos impactos xerados por corporacións.

Partindo desta premisa, trátase de estimar as emisións de CO<sub>2</sub> e demanda de superficie dende que o produto estudado é unha materia prima, ata que se finaliza e se distribúe o consumidor final. Neste período, os bens e servizos adquiren pegada, xerada polas empresas que o transforman, modifican, transportan e distribúen.

A continuación, ilustramos a visión adoptada, seguindo co exemplo dunha conserva de atún.

Figura 4.3. Dous ciclos de vida alternativos



Fonte: Elaboración propia a partir de Doménech (2007).

A Figura 4.3 amosa un exemplo de dous ciclos de vida de atún en conserva definidos de acordo aos principios do MC3, correspondentes a dúas marcas, x e y. Na medida

en que os bens e servizos se comercializan baixo unha determinada marca, o cálculo da súa pegada se debe facer a este nivel. Cada unha das empresas participantes no ciclo de vida xera pegada, co común denominador de que unha parte está asociada ao consumo de atún.

A estimación da PEC-PCC partiría do cálculo da pegada total da organización que participa en cada etapa, estimada, tal e como indicamos no apartado 3.4.2. Dividindo este resultado entre a produción de cada empresa no ano en que estimemos o indicador, obteríamos os valores que mostra a Figura 4.3, neste caso *Gha/t*.

O pescador emprega combustible para a propulsión da súa embarcación, redes e anzois para pescar, caixas para depositar o atún, alimentos para a tripulación, dispón dunha embarcación para pescar... eses consumos xeran unha pegada que no caso da marca *x* ascende a 10 *Gha/t*. Cando unha conserveira adquire atún a este provedor, estima a súa pegada en base a este valor.

A maiores, a empresa conserveira utiliza diferentes ingredientes para elaborar a conserva (aceites, especias, sal,...), dispón de maquinaria para cocer, cortar, transportar... o atún; diferentes tipos de envases (latas, caixas e estoxos de cartón...), consume electricidade e combustibles, dispón dunha nave que ocupa superficie... Todos estes consumos xeran pegada, 90 *Gha/t* na marca *x*, ás que se engaden as 10 *Gha/t* do consumo de atún. Deste modo, a conserveira *x* transmite aos seus clientes 100 *Gha* en cada tonelada de produto que vende.

A empresa de transportes conta con camións, que consumen combustible, ademais de empregar material de oficina, servizos de comunicacións,... De acordo ao MC3, é temporalmente, propietaria do atún que transporta polo que está incluído na súa PEC-PCC. Cando o transportista da marca *x* entrega o atún en conserva ao restaurante, este adquire 310 *Gha/t*.

Finalmente, ademais consumir atún, o restaurante, necesita enerxía para poder cociñar, diferentes utensilios e aparatos na cociña (coitelos, potas, fornos,...), lenzária para as mesas, un local, produce residuos e vertidos, outros alimentos,... polo que incrementa a pegada que recibe da empresa de transportes. Cada vez que un cliente dese restaurante pide un prato de atún elaborado coa conserva *x* está a adquirir 435 *Gha/t*.

O ciclo da conserva marca y é o mesmo, se ben a pegada da empresa pesqueira é superior ao caso anterior, o que propicia que a conserva marca y teña unha pegada superior que a conserva marca x (450 *Gha/t* fronte a 435 *Gha/t*). Se o consumidor final dispón desta información, poderá solicitar, se o considera oportuno, a conserva con menor pegada. Este efecto estenderíase cara a atrás incentivando a mellora ambiental de todas as empresas participantes. Neste exemplo, a substitución do provedor 1.2, polo 1.1 sería suficiente para que a pegada de ambas as dúas conservas se igualen, incentivando ao provedor 1.2 a reducir a súa pegada.

#### **4.2.2. Cuestións a considerar neste tipo de análise**

A pesar de proceder dun modo diferente ao empregado en LCA convencional, a análise realizada pode manter as catro fases descritas no apartado 4.1.2. A continuación describimos as cuestións a considerar en cada unha delas dende a nosa perspectiva.

##### **4.2.2.1. Definición de obxectivo e alcance**

A definición do indicador a elaborar, a PEC-PCC, e a consideración de empresas para estimar o ciclo de vida, delimita algunhas tarefas a realizar, se ben, noutros casos, é necesario afondar máis.

Non é necesario estimar unha unidade funcional para cada produto, pois sempre se usan as toneladas obtidas en cada unha das diferentes fases do ciclo de vida.

A cobertura da análise é unha das cuestións que se debe definir. O noso ciclo de vida adopta un perspectiva *cradle to gate*, estimando o impacto de bens e servizos, dende a extracción materias primas, ata que se distribúe para ser consumido. Non se inclúen, polo tanto, as fases de uso e reciclaxe.

Dende a perspectiva do MC3, o principal obxectivo a alcanzar é que os consumidores finais dispoñan de información da pegada xerada na produción e distribución de cada ben ou servizo, de modo que, coas súas decisións poidan propiciar melloras na sustentabilidade global cara a atrás, involucrando as empresas. As contribucións á sustentabilidade derivadas do emprego do produto, tanto porque se usa dun modo máis

eficiente, como porque a tecnoloxía empregada xera menos emisións ao usalo, son relevantes, pero deben ser obxecto doutro tipo de accións informativas, inicialmente fóra dos obxectivos do MC3<sup>16</sup>. Na actualidade, existen diferentes iniciativas que ofrecen información ambiental referida ao uso dun mesmo produto obtido con diferentes tecnoloxías (a etiquetaxe enerxética dos electrodomésticos, información de emisións de cada modelo de automóbil por km recorrido...) complementaria a PEC-PCC.

Por outro lado, o uso do produto pode responder a innumerables pautas, existindo diferenzas no uso que cada consumidor realiza dun mesmo ben. Algúns métodos, como a PAS 2050 (BSI, 2008b) mesmo relacionan os resultados do indicador, tCO<sub>2</sub> ou Gha con unidades de referencia en función do uso do produto (horas de uso, número de lavados,...). Isto implica que unha variable adicional, a estimación da vida útil do produto en termos desta unidade de referencia, inflúe na pegada que se mostra ao consumidor. Na medida en que poden existir diferenzas no uso que cada consumidor realiza dun mesmo produto, ademais de diferenzas na calidade en función do fabricante, con influencia na súa duración, consideramos que esta opción non é a máis adecuada, aumentando a complexidade da elaboración dun ciclo de vida estándar<sup>17</sup>.

No caso da reciclaxe por parte do consumidor, o razoamento é análogo: trátase dun comportamento posterior á adquisición do ben e, polo tanto, fóra do obxecto do MC3. O noso método si que considera a enerxía empregada polas corporacións no tratamento dos residuos, descontando aquela que se recupera debido á reciclaxe. Neste caso, trátase de primar a aquelas empresas que reciclan, fronte ás que non o fan, de modo que a súa pegada sexa menor.

A respecto dos límites da análise, no LCA convencional, elimínanse habitualmente entradas dun proceso unitario, ou mesmo o propio proceso, no caso de que non se considere relevante. Para iso, establécese un criterio de corte.

---

**16** O noso obxectivo é que un consumidor dispoña de información da cantidade de CO<sub>2</sub> que se emite, por exemplo, na produción e distribución dun automóbil. O control de uso que cada consumidor faga dese vehículo, en función de diferentes factores (dispoñibilidade de transporte público, distancia ao lugar de traballo, sentido ecolóxico do condutor, ...) queda fóra dos obxectivos do MC3.

**17** De feito, o propio *Carbon Trust* mantén que “a inclusión das emisións do uso é problemática, pois non existe a certeza de como se usará cada produto nin de si se usará do mesmo modo” (*Carbon Trust*, 2008b, 129).

Dende a perspectiva do MC3, non é necesario establecer límites, pois inclúe todos os consumos e residuos xerados en cada empresa que forma parte do ciclo de vida. Todas as actividades realizadas polas corporacións se agruparían en torno a unha única unidade de referencia, a propia corporación, que desempeñaría un papel similar a un proceso unitario nun LCA convencional. As entradas do proceso son todos os consumos que impliquen demanda de superficie e/ou consumo de enerxía, e todos os residuos, verteduras e emisións xerados. Estes consumos están claramente delimitados, na medida en que existe un dereito de propiedade dos bens e servizos adquiridos, reflectido nos estados contables. Os residuos serían aqueles xerados con medios propiedade da corporación estudada, tanto nas súas instalacións, como fóra delas.

A matriz de consumos-superficies, recollida na folla de cálculo empregada no MC3, proporciona unha delimitación baseándose en categorías principais, susceptible de ser desenvolvida en función das características de cada empresa. A obtención da información está tamén delimitada en función, principalmente, de documentos contables estandarizados (os estados contables) e outra información técnica dispoñible, relativa a consumo de enerxía e xeración de residuos.

Adicionalmente, consideramos que os impactos ambientais non deben restrinxirse a aqueles relacionados directamente coa obtención de bens e servizos, senón que calquera actividade que se realice nunha empresa debe reflectirse na súa pegada. Cuestións como o consumo de enerxía realizado por os comerciais nos seus desprazamentos, o plástico consumido polos empregados nas botellas de auga que consumen os empregados nas horas de traballo, a madeira e enerxía empregada na fabricación de mobles, a enerxía utilizada na produción dos bens de capital (Doménech, comunicación persoal), poden ser relevantes, debendo reflectirse na pegada de bens e servizos. En xeral, calquera consumo ou xeración de residuo debe trasladarse aos bens e servizos que produce a empresa en cuestión. Ao igual que á hora de determinar os custos dun ben se consideran todas as actividades que supoñen algún tipo de custo, o mesmo sucede en termos de impacto ambiental.

En canto á metodoloxía a seguir, baseámonos no MC3, realizando as adaptacións pertinentes para que o ciclo de vida estimado non incorra en dobre contabilidade, como veremos en apartados posteriores.

#### **4.2.2.2. LCI ou recollida de datos**

A recollida de datos realízase dentro de cada empresa ou organización estudada. No caso de grupos empresariais que produzan varios produtos, con estruturas organizativas complexas e/ou varios establecementos, debe establecerse un criterio para repartir determinados consumos comúns entre os diferentes bens e servizos obtidos.

Dado que as categorías de consumo están definidas a priori polo MC3, non é necesario elaborar mapas de procesos ou diagramas de fluxo, senón que simplemente se debe recoller a información correspondente a cada categoría, preferentemente en termos físicos para os casos que sexa posible, e cumprir as entradas da folla de cálculo. As intensidades e produtividades necesarias, os factores de caracterización na terminoloxía do LCA, serían as empregadas ao estimar a pegada de empresas, se ben, como veremos, serán substituídas por factores de pegada unitarios, obtidos a partir da realización de estudos piloto. A folla de cálculo retroalimentarse e será máis precisa cantos máis estudos se realicen.

#### **4.2.2.3. Avaliación do impacto do ciclo de vida**

Esta fase simplifícase bastante, pois cuestións como a selección de categorías de impacto, índices de categoría ou a asignación de resultados a categorías de impacto, non son necesarias.

Na nosa análise, o obxectivo desta etapa é a estimación do indicador a partir da información recollida na etapa anterior, aplicando o MC3 a cada organización e relacionando a pegada obtida co volume de produción.

Non obstante, é necesario o establecemento dun criterio que permita enlazar as pegadas dos diferentes participantes nun ciclo de vida. Debe evitarse incorrer en problemas de contabilizar dobremente consumos dun mesmo produto realizados en diferentes etapas.

Este labor, a principal tarefa desta memoria de tese, implica cambios relevantes no MC3, principalmente no que atinxe ás intensidades enerxéticas e produtividades empregadas, modificándose o modelo de caracterización empregado ata o momento.

#### **4.2.2.4. Interpretación**

A fase de interpretación de resultados pode realizarse tal e como recomendan as normas ISO. A identificación dos asuntos significativos resulta máis simple, dende que as categorías de impacto son dúas e están previamente definidas, se ben nada impide, sendo ademais relevante, o estudo da contribución de cada etapa do ciclo de vida aos resultados e outras cuestións relevantes neste ámbito.

Igualmente, son tamén significativas as cuestións relacionadas coa realización de análise de integridade, sensibilidade e coherencia. Así mesmo, o estudo debe finalizar coa redacción de conclusións, destacando as limitacións existentes, as áreas de mellora, suxerindo, ademais, posibles recomendacións.

#### **4.2.3. Aplicación do MC3 para estimar a PEC-PCC de bens e servizos**

A aplicación do MC3 neste contexto require de cambios importantes na folla de cálculo empregada para estimar o indicador, coa finalidade de evitar os problemas de dobre contabilidade sinalados. Ademais, é necesario incidir na explicación de cuestións concretas con importancia na análise, como o papel da contrapegada e as empresas de servizos, a distribución da pegada corporativa no caso de empresas multiproducto, ademais de decidir os factores de rendemento a aplicar.

A maiores, existen unha serie de cuestións non relacionadas directamente co cálculo da PEC-PCC, pero si coa difusión da información obtida, o proceso de ecoetiquetado, a transmisión ao longo do ciclo de vida, e a estandarización e validación da metodoloxía.

##### **4.2.3.1. Premisas de partida**

Antes de expoñer as diferentes cuestións que afectan á aplicación do MC3 para o cálculo da pegada ecolóxica de bens e servizos, expoñemos algunhas premisas a ter en conta na análise proposta.

### **Premisa 1. Bens obxecto de estudo**

A contribución da PEC-PCC ao desenvolvemento sustentable será maior na medida en que o indicador se aplique ao maior número de produtos posibles. De aí que o MC3 considera todo tipo de bens e servizos. Tal e como veremos, non son relevantes clasificacións habituais en economía, como a diferenciación entre bens de consumo e de capital. O MC3 aplícase a todos eles, ofrecendo información de bens tan diferentes como, por exemplo, maquinaria e alimentos.

### **Premisa 2. Responsabilidade na análise proposta**

O ciclo de vida proposto constrúese en torno a empresas e organizacións, entes con capacidade para consumir recursos e xerar residuos. Non obstante, os impactos xerados atribúense aos bens e servizos que producen, e non ás propias corporacións. Debemos recordar que o MC3 xorde baixo a premisa de que a información ambiental é unha ferramenta axeitada para influír no comportamento insustentable, en termos ecolóxicos, dunha grande parte da poboación mundial. En tanto que os seres humanos somos, en maior ou menor medida, consumidores, a información referirase a bens e servizos.

Na análise de PE, tal e como o definen Wackernagel e Rees, a pegada pódese asignar a diferentes entes consumidores (unha persoa, unha cidade, un país...). Trátase de consumidores finais, polo que o enfoque adoptado é denominado de “responsabilidade plena do consumidor”<sup>18</sup>. Esta é a visión mantida nas diferentes versións da “Contabilidade de PE Nacional”.

Dende esta perspectiva, a suma da PE asignada a todas as entidades resultaría na pegada total do planeta, se ben unha hipotética suma da pegada de consumidores e produtores implicaría múltiple contabilidade, pois a pegada dos produtores está incluída na das entidades de consumo (Kitzes et al., 2007a). O mesmo acontece no LCA, onde todos os impactos acontecidos durante a produción dun ben trasládanse ao consumidor final.

---

<sup>18</sup> Tradución do autor do termo “full consumer responsibility”.

Outra alternativa sería a adopción dun enfoque de responsabilidade compartida (Gallego e Lenzen, 2005; Lenzen et al., 2007), repartíndose a pegada de cada produto entre tódolos participantes no seu ciclo de vida. Neste caso, cómpre introducir un criterio adicional na análise, que permita distribuír a pegada total entre produtores e consumidores, de modo que as diferentes pegadas podan ser agregadas sen incorrer en dobre contabilidade (Kitzes et al., 2007a)<sup>19</sup>.

No noso caso, adoptamos un enfoque baseado na “responsabilidade plena do consumidor” coa particularidade de cada empresa participante no ciclo de vida é responsable da pegada dos bens e servizos adquiridos, mentres non pasan a seguinte fase. Así, un concesionario de coches sería o “depositario” da pegada total dos coches que adquiere mentres sexa súa a propiedade. A medida que os venda, a pegada de cada automóbil, incorporárase ao novo adquirente, incluíndo, ademais, apegada xerada polo concesionario <sup>20</sup>.

### **Premisa 3. Momento de cómputo da PEC-PCC na pegada dunha economía**

Unha forma de demostrar a fortaleza dun método de cálculo como o que propoñemos, é a comprobación de que a agregación da pegada asociada a tódolos bens producidos por unha economía coincide coa pegada da produción, estimada de modo agregado.

Debemos ter en conta que o MC3 adopta unha perspectiva *cradle to gate*, polo que o coetiquetado recolle a pegada ata que o produto en cuestión é distribuído polo último comerciante polo miúdo, ou noutros termos, cando é adquirido por un consumidor, empresa ou persoa física que non lle engade pegada.

Por outro lado, a adopción do concepto de responsabilidade plena implica que o último usuario do ben é o responsable final da PEC-PCC, polo que a pegada de bens e servizos en todas as fases anteriores non se ten en conta á hora de estimar a pegada dunha economía nun período determinado. No caso do concesionario, a pegada dos automóviles dos que dispón, se incorporaría á pegada da economía no ano no que son adquiridos por un consumidor final.

---

<sup>19</sup> Consultar o epígrafe 3.4.1 para obter máis información do concepto de responsabilidade compartida.

<sup>20</sup> Sendo máis precisos, a parte proporcional da pegada do concesionario correspondente a cada automóbil.

Cabería pensar que o responsable final da PEC-PCC dun produto é aquel que o adquire despois de rematar o ciclo de vida. Ese sería o momento en que se debe computar para estimar a pegada de economía nun ano determinado. Sen embargo, estariámonos equivocando. A finalización do ciclo de vida indica a pegada que debe figurar na ecoetiqueta de cada produto, máis non nos di nada do momento do seu cómputo, a efectos de estimar a pegada da produción dunha economía.

Consideremos o caso do ciclo de vida dun ordenador. Nel participarían diferentes empresas, dende as que extraen os minerais empregados para fabricar os seus compoñentes, as que os ensamblan, transportistas, distribuidores... Imaxinemos que o ordenador é adquirido por un concesionario de automóbiles. Esta empresa non engade pegada ao ordenador, simplemente o usa. A PEC-PCC do ordenador se incorporaría á do resto de bens e servizos consumidos polo concesionario, de modo que cada coche vendido incorporaría unha parte da pegada do ordenador.

Se, por exemplo, unha fábrica de mobles adquire un automóbil ao concesionario, a pegada do coche e, por tanto, unha parte da do ordenador, incorporaríanse á PEC-PCC desta empresa, polo que o adquirente dun moble asumiría unha parte da pegada dos bens que produciron as empresas anteriores. Este proceso poderíase continuar ata que o ben sexa adquirido por un consumidor que non comercialice bens nin servizos, momento no que debe aflorar na economía a pegada do ben en cuestión, no noso exemplo, un moble.

O cómputo da pegada do ordenador cando o adquire o concesionario, e a do coche cando o vende á fabrica de mobles, implicaría que unha parte da PEC-PCC do equipo informático estaría rexistrada varias veces, pois tamén está incorporada nos bens e servizos das empresas que, directa ou indirectamente, a adquiriron.

De aí que a efectos de agregar a pegada dos bens e servizos producidos por unha economía, o momento de cómputo coincide coa venda a consumidores que non comercializan nin bens nin servizos. Se estes consumidores venderan o ben en cuestión a empresas, a pegada non se computaría na economía ao ser necesario unha nova ecoetiqueta<sup>21</sup>.

---

21 No epígrafe 4.2.4 incidirase nesta cuestión.

Deste modo, evitaríase a dobre contabilidade. Existiría si se suma a PEC-PCC de todas as organizacións participantes nas fases intermedias. A pegada referida a organizacións e empresas, é útil, na medida en que pode ser empregada polas corporacións para mellorar a súa posición de sustentabilidade. A PEC-PCC a este nivel é, ademais, unha ferramenta válida para comunicar a súa situación ás partes interesadas, necesaria para a estimación da pegada de bens e servizos.

### **Premisa 4.** Período de cálculo e validez das pegadas unitarias

Como veremos no epígrafe seguinte, a análise que propoñemos necesita da estimación de pegadas unitarias para cada un dos bens estudados. As pegadas unitarias estímense a partir da pegada de organizacións e empresas e son expresadas en Gha e tCO<sub>2</sub>, por tonelada de produto. Recollen a pegada acumulada en todas as fases polas que pasou o ben en cuestión ata ese momento, e son medias dos ciclos de vida de diferentes marcas de cada produto consumido. Cantos máis estudos se realicen para cada produto, máis precisión terán as pegadas aplicadas.

O MC3 nútrese, principalmente, de información contable, polo que as pegadas unitarias estimadas se refiren a exercicios económicos dun ano de duración, ao igual que a maioría de traballos sobre PE. O cálculo da PEC-PCC nun exercicio  $n$ , realízase cos valores correspondentes ao exercicio  $n-1$ . As pegadas unitarias deben ser actualizadas anualmente, incorporando os resultados dos estudos realizados no último ano. Esta actualización realízase unha vez que finalice cada exercicio, nos primeiros tres meses do seguinte. Así, o período de aplicación comprendería os 12 meses sinalados, do 1 de abril ao 31 de marzo de cada exercicio económico.

Estes valores medios acumulan tódolos resultados de tódolos estudos realizados para cada ben, polo que se deben revisar periodicamente, eliminando os valores máis antigos. Así, existirá a garantía de que os cálculos realizados son sensibles a innovacións tecnolóxicas. A duración do período considerado para estimar as pegadas unitarias medias dependerá das características de cada sector, pois os cambios tecnolóxicos non se producen á mesma velocidade en todos. En todo caso, como referencia xeral, asumimos que abranguerán un período máximo de 5 anos.

#### 4.2.3.2. O soporte material do MC3: a folla de cálculo

A folla de cálculo exposta no apartado 3.4.2 mantense como a principal ferramenta empregada polo MC3 para calcular a pegada de bens e servizos considerando o seu ciclo de vida. Recordemos, brevemente, o seu funcionamento. En primeiro lugar, parte do rexistro dos consumos realizados por cada organización ou empresa para unha serie de categorías de consumo establecidas, se ben poden engadirse as que se consideren necesarias. Estes consumos deben ser expresados en termos físicos, habitualmente en toneladas. Se a empresa estudada non dispón desta información, a folla transforma as unidades monetarias gastadas en cada produto en toneladas, empregando ratios  $t/euro$  obtidos da “Base de datos de Comercio Exterior”, elaborada pola *Agencia Estatal de Administración Tributaria (AEAT)*.

Os consumos en termos físicos son comparados coa produtividade natural de cada produto, habitualmente expresada en toneladas por hectárea, obtendo a “pegada natural” dos recursos de orixe biolóxica. Esta pegada asígnase a catro tipos de superficies diferentes: “Superficie cultivada”, “Pastos”, “Bosques”, e “mar”. Tanto os produtos bióticos, como aqueles que non proceden directamente de ningunha superficie, ademais de servizos e residuos, teñen ademais unha “pegada enerxética”. Esta pegada obtense estimado a enerxía necesaria para obter o ben ou servizo en cuestión, de aí a aplicación de intensidades enerxéticas ás toneladas consumidas, considerando tamén a produtividade enerxética de cada produto, (a cantidade de enerxía que pode asimilar unha hectárea de bosque). A pegada enerxética asígnase á superficie denominada “Enerxía fósil”. Finalmente, a folla de cálculo recolle a ocupación de superficie realizada pola empresa estudada.

Esta información é o punto de partida para estimar a pegada de bens e servizos considerando o seu ciclo de vida. Cada empresa estima a PEC-PCC dos seus produtos dividindo a súa pegada total entre o volume de produción obtido<sup>22</sup>. Dito isto, e á vista do esquema de transmisión que mostra a Figura 4.3, podería parecer que xa dispoñe-

---

<sup>22</sup> As particularidades que poidan xurdir neste proceso serán comentadas posteriormente.

mos da información suficiente para estimar a pegada de bens e servizos. Non obstante, existen aspectos relevantes que deben ser resoltos.

### **Identificación da fase do ciclo de vida**

Debemos ter en conta que a pegada de cada consumo recollida na folla de cálculo incorpora intensidades enerxéticas, obtidas de diferentes traballos (Wackernagel 1998a; Wackernagel et al., 2000; Ibáñez, 2001; Mayor Farguell et al., 2003) relativas a todo o ciclo de vida de cada ben. É dicir, se a pegada de 1 tonelada de atún é de 50  $tCO_2/t$ , significa que dende que se pesca ata que se distribúe no restaurante, xerou esas emisións, pois a intensidade enerxética aplicada se refire a todo o seu ciclo de vida. Estas intensidades son valores pouco precisos, pois agrupan en categorías a diferentes produtos, sen que se especifiquen as características do ciclo de vida considerado. A súa inclusión no MC3 xustifícase pola falta de estudos que ofrezan información máis precisa.

Cando a empresa conserveira adquire o atún a un armador, non se completou este ciclo, polo que se aplica a intensidade enerxética que actualmente recolle a folla de cálculo, 100  $GJ/t$ , se está a sobreestimar a pegada do atún. Doutro modo, para que a transmisión da pegada de cada ben entre fases se realice correctamente, a empresa conserveira debe computar na súa folla de cálculo a pegada que esa tonelada de atún leva incorporada ata o momento no que a adquire. Esa información será subministrada pola empresa anterior na cadea de subministradores. No caso de que, polo motivo que sexa, non exista esa transmisión de información entre fases, o MC3 proporcionará pegadas unitarias relativas a cada fase dun ciclo de vida medio de cada produto, recollido na folla de cálculo en base aos estudos existentes.

Para proceder deste modo, debemos modificar esta ferramenta, pois ata o momento recolle só unha intensidade enerxética relativa ao ciclo de vida de cada ben, independentemente da fase no ciclo de vida na que se atope.

Unha primeira distinción a realizar consiste en diferenciar aqueles bens aos que as actividades da empresa engaden pegada, dos que simplemente se consumen sen modificación ningunha. De modo xenérico, diremos que se unha organización ou empresa

adquire un produto para ser transformado, modificado, transportado, distribuído ou, en resumo, un produto ao que a empresa/organización adquirente engade pegada<sup>23</sup>, debe aplicar a pegada da fase anterior do seu ciclo de vida, e non a pegada total dese produto<sup>24</sup>. Se esa mesma empresa se limita a consumir o ben en cuestión, o ciclo de vida estaría pechado, polo que se aplicaríase a pegada total, que considera todo o ciclo de vida do ben, tal e como o MC3 facía ata agora.

No primeiro caso, dependendo da posición na cadea na que se sitúe a empresa adquirente, a pegada acumulada varía. Nun contexto onde as empresas estimen a PEC-PCC<sup>25</sup> acumulada nos seus produtos e informen dela os seus clientes, cada empresa utilizará esta información. No caso contrario, a folla de cálculo debe ofrecer diferentes intensidades enerxéticas para un mesmo ben. Así, cada empresa poderá elixir a adecuada en función da relación con el (engade ou non pegada) e, no caso de que contribúa á súa pegada, a posición da empresa no seu ciclo de vida.

É, polo tanto, posible que, para os efectos de LCA unha mesma organización sexa consumidor final ou, si se prefire, último consumidor no sentido de que non engade pegada a un produto concreto, e, ao mesmo tempo consumidor intermedio doutro. Neste último caso, a pegada que xera engádese á que recibe da fase anterior, traspasándoa á seguinte, tal e como mostra a Figura 4.3.

De aí que a folla de cálculo se incrementará de forma notable verticalmente, incluíndo información dun mesmo produto en diferentes fases do seu ciclo de vida, pasando de ser exclusivamente unha ferramenta de cálculo, a converterse nunha verdadeira base de datos, empregada, ademais, para o cálculo da PEC-PCC<sup>26</sup>.

No caso da categoría de consumo *Materiais*, a propia folla considera, nalgúns casos, as denominacións adecuadas para introducir na análise o ciclo de vida dalgúns bens. Por exemplo, as filas *Materias primas, mineral en xeneral; Produtos básicos do ferro e do*

---

**23** En todos os casos, existe, cando menos, unha fase seguinte á que se transmite o ben unha vez que se engade pegada.

**24** Este sería o caso do atún adquirido pola empresa conserveira

**25** Consultar o Epígrafe 4.2.3.8 Transmisión de información ao longo do ciclo de vida.

**26** Se ben unha folla de cálculo é perfectamente válida para proceder deste xeito, sería interesante a aplicación dun software específico que permita acceder exclusivamente á información necesaria en cada caso.

aceiro, *Manufacturas do ferro, aceiro e outros* e *Vehículos automóbiles terrestres*, adecuaríanse a un ciclo de vida formado por unha mina que extrae ferro, unha siderurxia que o transforma en ferro fundido, unha aceiría que elabora o aceiro, e unha fábrica de automóbiles, que emprega o aceiro para producir os vehículos que vende, tal e como recolle a Táboa 4.3.

**Táboa 4.3.** Un exemplo de intensidades enerxéticas no ciclo de vida do aceiro

Categoría de produto	Enerxía fósil
Materias primas, mineral en xeral (GJ/t)	0,5
Produtos básicos do ferro e o aceiro (GJ/t)	1,5
Manufacturas de ferro, aceiro e outros (GJ/t)	3
Vehículos automóbiles terrestres (GJ/t)	5
Detallistas (GJ/t)	6

**Fonte:** Elaboración propia.

Neste caso, o mineral de ferro que a siderurxia adquire á mina, incorpora unha pegada unitaria de 0,5 *GJ/t*, sendo este valor o que debe empregar a siderurxia para estimar a pegada do mineral de ferro. A siderurxia, no proceso de elaboración do aceiro, realiza diferentes actividades que xeran máis pegada (consumos de bens e servizos, xeración de residuos, ocupación de superficie). De aí que o aceiro básico que elabora incorpore unha pegada maior (1,5 *GJ/t*). Este é o valor que debe considerar a aceiría cando adquira este ben e o incorpore ao seu proceso produtivo.

Á súa vez, as actividades que realiza a aceiría engaden pegada ao aceiro que transforman, modo que o produto obtido alcanza 3 *GJ/t* ao finalizar esta fase. Seguindo o procedemento descrito, a fábrica de automóbiles empregaría a pegada unitaria que aparece na fila *Manufacturas de ferro, aceiro e outros*, os 3 *GJ/t* que incorpora cada tonelada de aceiro procedente da aceiría.

Unha vez producido o automóbil, a pegada que adquiren os distribuidores do produto é de 5 *GJ/t*. Supoñendo que o seguinte elo na cadea é un concesionario que o vende e engade 1 *GJ/t*, a intensidade total do ciclo de vida sería de 6 *GJ/t*.

A pesar da presenza na folla de cálculo dalgunhas categorías xa utilizables en termos de LCA, na maioría dos casos, habería que engadir filas para cada produto considerado, de modo que a denominación adoptada permita identificar en que fase do ciclo de vida se atopa o ben ou servizo en cuestión. No caso daqueles que sofren transformacións importantes dende o inicio ao final do ciclo de vida, por exemplo, o mineral de ferro que acaba formando parte dun automóbil, a súa denominación en cada unha das fases do proceso produtivo (mineral, produtos básicos,...) pode permitir diferenciar a súa posición no ciclo de vida<sup>27</sup>. Igualmente, o adquirente do produto adoita engadir pegada<sup>28</sup>.

Noutras situacións, a pesar das transformacións realizadas durante a súa vida, un ben ou servizo identifícase coa mesma denominación, ou unha similar, a empregada nas fases iniciais, sendo necesario que a terminoloxía empregada permita determinar en que fase se atopa. Por exemplo, se consideramos o ciclo de vida dunha conserva de mexillón, o bivalvo permanece en cada unha das fases do seu ciclo de vida, polo que a denominación “mexillón” non é suficiente. Deben establecerse denominacións específicas que permitan a identificación da fase do proceso produtivo. Se consideramos que un ciclo de vida hipotético formado por tres fases: produción, realizada polos bateeiros, cocido nos cocedoiros e transformación, na fábrica de conservas, as denominacións “mexillón fresco”, “mexillón cocido” e “mexillón en conserva”, poderían ser útiles para solucionar este problema.

Tanto en ciclos de vida similares ao exemplo do ferro que describimos anteriormente, coma naqueles máis parecidos ao do mexillón, a identificación da denominación específica complícase no caso de que o último nivel da cadea de produción non comercialice directamente o produto ao consumidor final, o máis habitual. Transportistas, distribuidores ou almacenistas, ademais doutros axentes loxísticos (centros de transporte, estacións intermodais, portos, consignatarios, cargadores,...) xeran pegada que

---

**27** No exemplo anterior queda claro que o último elo é o vehículo e, non por exemplo, o aceiro

**28** O aceiro sen elaborar que se obtén da siderurxia adoita ser adquirido por aceirías que o transforman. Se algunha empresa o empregase sen transformación adicional ningunha, debería considerar a pegada unitaria coa que o ben sae da siderurxia, engadindo a pegada de distribuidores, transportistas e demais axentes que interveñan ata alcanzar o mercado no que o produto se adquire.

se debe incorporar no LCA. Ao igual que no resto de fases, esta pegada se transmite dunha etapa, a outra, sen que isto xere ningunha dificultade adicional<sup>29</sup>.

A inclusión destes axentes na análise penaliza aquelas empresas con ciclos de vida alongados debido a un número excesivo de intermediarios ou que se abastecen de materias primas en lugares lonxe do de consumo. A súa consideración, xunto coas empresas transportistas, castiga en particular a aqueles produtos obtidos en lugares moi distantes ao lugar de consumo. Así, a análise proposta permite contraponer a lóxica ecolóxica e a económica propia desta fase do sistema capitalista. Economicamente pode ser rendible vender en España kiwis producidos en Nova Zelandia, ou distribuír pescado capturado no Índico e fileteado nunha factoría peruana. Ecoloxicamente, non.

As dificultades xorden en relación coa adopción dunha denominación que permite identificar esta pegada, pois estes axentes son meros intermediarios que non realizan transformación ou modificación ningunha que doten ao produto de características distintivas (o vehículo que sae da fábrica de automóbiles é o mesmo que vende o concesionario, se ben a súa pegada é superior á fábrica, pois incorpora a pegada do vendedor)<sup>30</sup>.

O MC3 debe proporcionar a información necesaria para identificar aos produtos despois de cada unha destas fases. A solución a este problema pasa por engadir unha denominación específica que identifique a fase do ciclo de vida na que se está. Algúns exemplos de este modo de proceder estilo serían “Mexillón en conserva: comerciante por xunto”; “Automóbil: comerciante polo miúdo”<sup>31</sup>.

Si se desexa considerar varios distribuidores de cada tipo, identificaríanse numerándoos (“Mexillón en conserva: Comerciante por xunto 1”, “Mexillón en conserva: Comerciante por xunto 2”...). O número empregado sinala a fase do ciclo de vida na que se está<sup>32</sup>. Así cada empresa podería situar aos seus subministradores no ciclo de vida e

---

**29** No caso de que se subcontrate o transporte, asumimos que corre a cargo da empresa vendedora ou da compradora, estando reflectido na categoría de produto da folla de cálculo denominada “Correos, paquetería e transporte”. Si se posúen medios de transporte propios, estará recollido no apartado de “Gasóleo/Gasolina”.

**30** Lembrar que no caso de que a empresa anterior subministre a pegada unitaria, non sería preciso recorrer aos valores da folla de cálculo.

**31** No primeiro caso, a intensidade enerxética abrangue o ciclo de vida do mexillón en conserva ata que sae do comerciante por xunto. No segundo, ata que o automóbil e comercializado por un comerciante polo miúdo.

**32** É dicir, a denominación “Mexillón en conserva: comerciante por xunto 2”, implica que a intensidade enerxética asociada abarca o ciclo de vida ata o segundo comerciante por xunto.

empregaría a intensidade enerxética que proporciona o MC3 para ese caso. No caso en que a información existente na folla de cálculo abrangue ciclos de vida con menos distribuidores que no caso en cuestión, empregaríase a intensidade enerxética do último nivel dispoñible<sup>33</sup>.

Outra posibilidade é que unha empresa non saiba cal é a posición no ciclo de vida do seu subministrador. Nesa situación, estimaríase a lonxitude do ciclo de vida medio de ese ben, de acordo á información que recolle o MC3, aplicando a intensidade enerxética correspondente<sup>34</sup>.

**Táboa 4.4.** Estrutura da folla de cálculo considerando a pegada de bens e servizos: o caso do mexillón en conserva

**1. ENERXÍA**

- 1.1 Electricidade
- 1.2 Combustibles
- 1.3 Materiais non amortizables
- 1.4 Materiais amortizables
- 1.5 Materiais de construción
- 1.6 Servizos
- 1.7 Refugallos

**2. USO DO SOLO**

**3. RECURSOS AGROPECUARIOS E PESQUEIROS**

- Mexillón fresco
- Mexillón cocido
- Mexillón en conserva
- Mexillón en conserva: comerciante por xunto 1
- Mexillón en conserva: comerciante por xunto 2
- Mexillón en conserva: outros distribuidores
- Mexillón en conserva: comerciante polo miúdo 1
- Mexillón en conserva: comerciante polo miúdo 2
- ...

**4. RECURSOS FORESTAIS**

Fonte: Elaboración propia.

**33** Este sería o caso dun ciclo de vida que conste, por exemplo, de tres comerciantes por xunto, e o MC3-só recolla información de ciclos de vida con 2. Se ben esta circunstancia non é probable que ocorra, a folla de cálculo tratará de recoller ciclos de vida o suficientemente longos, deberase empregar a intensidade enerxética do último distribuidor dispoñible.

**34** Imaxinemos que unha empresa adquire mexillón en conserva dun comerciante por xunto, pero non sabe a súa posición no ciclo de vida. Se a folla de cálculo recolle información de 4 ciclos de vida de marcas de mexillón en conserva, cunha media de 2 comerciantes por xunto, asúmese que esa é a posición no caso concreto.

Este cambio afecta aos produtos aos que as empresas poden engadir pegada (combustibles, materiais, recursos agropecuarios e pesqueiros, e recursos forestais), aínda que sexa mediante transporte ou actividades similares. A electricidade é sempre adquirida para ser consumida, sen que as empresas engadan pegada no seu consumo. O mesmo acontece cos materiais de construción<sup>35</sup> e servizos, para os que sempre se deben aplicar intensidades enerxéticas que recollan a totalidade do seu ciclo de vida.

A pegada do uso do chan estímase directamente, computando a ocupación do espazo realizada por cada empresa, sen que exista dobre contabilidade agregar a ocupación de espazo realizada en cada fase do ciclo de vida.

No caso dos refugallos, asúmese un proceso de reciclaxe estándar para cada tipo de residuo (papel, aluminio,...), polo que se emprega unha intensidade enerxética que recolle a cantidade enerxía empregada na reciclaxe, en función do tipo de residuo considerado.

Polo tanto, é necesario modificar a folla de cálculo, posibilitando a identificación da fase do ciclo de vida na que se atopa cada produto. Esta modificación debe ir acompañada de novas intensidades enerxéticas que recollan as particularidades sinaladas, obtidas a partir da realización de estudos piloto de ciclo de vida.

### As pegadas unitarias no ciclo de vida

A exposición realizada no apartado anterior permite entender os cambios a realizar para adaptar o MC3 ao LCA. Non obstante, non será necesario, na maioría dos casos<sup>36</sup>, considerar novas intensidades enerxéticas, senón que se traballará directamente factores de pegada unitarios.

---

**35** No capítulo *Materiais de construción* estímase a pegada de obras finalizadas. Se unha empresa adquire materiais (ladrillos, cemento,...), recóllese o seu consumo no capítulo de *Materiais amortizables/ non amortizables*.

**36** Empregaranse intensidades enerxéticas actuais no caso dos bens para os que non se dispoñan de pegadas unitarias.

As pegadas unitarias calcularanse para cada fase do ciclo de vida, de modo que sexa posible a identificación da pegada de cada unha, tal e como se expuxo anteriormente en termos de intensidades enerxéticas<sup>37</sup>.

Estas pegadas unitarias (*Gha/t de produto* e *tCO<sub>2</sub>/t de produto*) son representativas do ciclo de vida de cada ben ou servizo (pegada dun ordenador, cemento, gasóleo,...), buscando a obtención de valores medios que representen un ciclo de vida medio de cada produto incluído na folla de cálculo ou, a ser posible, de diferentes marcas (ordenador marca *x*, ordenador marca *y*...). De aí que substitúan ás intensidades enerxéticas e produtividades empregadas actualmente. Unha vez incluídos na folla de cálculo os consumos de cada organización, a pegada total obterase multiplicándoos por estas novas pegadas unitarias, tal e como mostra o exemplo que recolle a Táboa 4.5.

**Táboa 4.5.** Un exemplo de aplicación de pegadas unitarias no ciclo de vida do atún en conserva

Empresa	Enerxía fósil	Mar	Pegada total
<b>Empresa pesqueira (Gha/t)</b>	3	5	8
Combustible (Gha/t)	2	-	2
Cebo (Gha/t)	1	5	6
...			
<b>Empresa transformadora</b>	10	5	15
Atún (Gha/t)	3	5	8
Maquinaria (Gha/t)	7	-	7
...			
<b>Distribuidor polo miúdo</b>	12,5	5	17,5
Atún (Gha/t)	10	5	15
Combustible (Gha/t)	2,5	-	2,5
...			
<b>Restaurante</b>	16	5	21
Atún (Gha/t)	12,5	5	17,5
Electricidade (Gha/t)	3,5	-	3,5
...			

Fonte: Elaboración propia.

<sup>37</sup> Ata o momento o MC3 funciona como unha ferramenta que proporciona a información necesaria para que calquera empresa estime a súa pegada, asumindo que é un consumidor final. A realización de estudos de ciclo de vida implica que se obteña información de cadeas completas de subministradores de, modo que se pode obter información directa da pegada de cada fase.

Este caso mostra un exemplo dun ciclo de vida similar ao da Figura 4.3, substituíndo o transportista por un comerciante polo miúdo. Trátase de ilustrar como funcionaría o esquema de cálculo proposto, aplicado posteriormente no estudo empírico. O exemplo asume que cada unha das empresas participantes produce un único ben, o atún, e que en cada nivel se realizan consumos dunha tonelada, ademais doutros produtos que aparecen no exemplo.

A empresa pesqueira estimaría a súa pegada a partir de pegadas unitarias procedentes dos estudos correspondentes ao ciclo de vida dos bens que consume, neste exemplo, só combustibles e cebos. A súa pegada total é de 8 *Gha/t de atún*, a única especie capturada. Tres *Gha* teñen a súa orixe na enerxía incorporada aos consumos realizados, mentres que as 5 restantes xorden debido á demanda de superficie “Mar”. Asumindo que 8 *Gha/t* é o valor que se inclúe na folla de cálculo<sup>38</sup>, calquera empresa que consuma atún procedente dunha empresa pesqueira, a primeira fase do ciclo de vida, empregaría esta pegada unitaria. É o caso da empresa transformadora, que adquire unha tonelada de atún e, por tanto, 8 *Gha*. A maiores, engade a pegada que xorde do consumo de maquinaria (7 *Gha*), sendo a súa pegada total de 15 *Gha/t de atún*, recordemos, o seu único produto<sup>39</sup>.

O distribuidor polo miúdo realiza consumos que producen pegada (2,5 *Gha/t*), incorporando tamén á súa PEC-PCC a pegada do atún que adquire da empresa transformadora (15 *Gha*), transmitindo 17,5 *Gha/t* de atún ao restaurante. Unha vez incorporada a pegada engadida por esta empresa (3,5 *Gha/t*) a adquisición de atún por un consumidor final implica unha PEC de 21 *Gha/t*.

Este valor ou, correctamente a intensidade, produtividade enerxética e natural que xeran esa PEC-PCC, son os que aparecen actualmente na folla de cálculo. Así, calquera empresa, independentemente da súa posición no ciclo de vida, adquiriría toda a pegada, pois non existen diferenzas entre o impacto xerado en cada fase. O esquema pro-

---

**38** Isto acontecería se só se dispón deste estudo concreto.

**39** Si se producisen bens diferentes, a pegada total da empresa repartiríase entre todos, obtendo pegadas unitarias para cada un.

posto corrixe esta deficiencia e permite a estimación da PEC-PCC de bens e servizos sen incorrer en dobre contabilidade.

A fiabilidade destas pegadas unitarias aumentará proporcionalmente ao número de estudos que se realicen para cada produto. De aí que o MC3 se deseña para retroalimentarse continuamente, incorporando cada ano a información dos traballos que se realicen durante o ano anterior. O punto de partida poden ser estudos piloto realizados dende universidades e centros de investigación. Estes traballos deben proporcionar, cando menos, información que cubra o ciclo de vida dos bens e servizos presentes na folla de cálculo. Posteriormente e, sen prexuízo de que se desenvolvan investigacións paralelas, os usuarios do método proporcionarán a información que amplíe e actualice as pegadas unitarias consideradas inicialmente.

A Táboa 4.6 mostra os resultados de 2 conservas de atún diferentes (A e B) nunha mesma fase do ciclo de vida, por exemplo, unha vez que o atún sae da empresa conserveira.

**Táboa 4.6.** Exemplo de aplicación de factores de pegada unitarios

Concepto	Enerxía fósil	Mar	Total
Conserva de atún (marca A) (Gha/t) (1)	1	3	4
Conserva de atún (marca B) (Gha/t)	0,5	10	10,5
Pegada media conserva de atún (Gha/t) (2)	0,75	6,5	7,25
Consumo atún empresa H (t) (3)		1,5	
Pegada total (ano $x$ ) (tCO <sub>2</sub> /t) (1) × (3)	1,5	4,5	6
Pegada total (ano $x+1$ ) (tCO <sub>2</sub> /t) (2) × (3)	1,12	9,75	10,87

Fonte: Elaboración propia.

Diferenciamos “pegada natural”, asociada, neste caso, coa superficie mar, e a “pegada enerxética”, no apartado de enerxía fósil. En ambos casos, a pegada está expresada en *Gha/t*, procedéndose de modo análogo no caso de que se expresase en tCO<sub>2</sub>/t.

A conserva marca A ten unha pegada unitaria de 4 *Gha/t*, das que 3 *Gha/t* teñen a súa orixe no consumo de produtos vinculados á superficie “mar”. Se no ano  $n$  só existe información da PEC dese produto, a subcategoría de produto *Conservas de atún* da folla

de cálculo reflectiría unha pegada unitaria de 4 *Gha/t*. Calquera empresa que adquira atún en conserva nesa fase do ciclo de vida, e non dispoña de información directa da PEC da empresa subministradora, debe aplicar ese valor unitario. O consumo de 1,5 toneladas de atún en conserva ese ano implicaría unha pegada de 6 *Gha/t*.

No ano  $n+1$  existe información da pegada doutro ciclo de vida, a conserva de atún marca B, implica a incorporación da súa PEC (10,5 *Gha/t*) á folla de cálculo. A pegada unitaria media das dúas marcas de conserva para as que existe información e, por tanto, de 7,25 *Gha/t*. Se a empresa H, consume 1,5 t de atún no ano  $n+1$ , e a empresa situada na fase anterior do ciclo de vida non ofrece información da súa PEC-PCC, a súa pegada calcularíase multiplicando directamente a cantidade consumida (1,5 t) pola pegada unitaria media (7,25 *Gha/t*), obtendo unha pegada total de 10,87 *Gha/t*<sup>40</sup>.

Cantas máis pegadas se estimen, máis se poderá avanzar no grao de detalle que recolle a folla de cálculo, diferenciando tipos de comerciantes por xunto e polo miúdo, e aumentando o número de bens e servizos estudados<sup>41</sup>. O obxectivo ideal sería poder recoller a pegada unitaria de todos os posibles participantes no ciclo de vida, de todos os produtos e marcas que se comercializan na economía estudada<sup>42</sup>.

#### **4.2.3.3. Posta en marcha do método**

Os cambios necesarios para adaptar o MC3 ao LCA requiren a realización de estudos previos á posta en marcha do método. Estes traballos comezaron a realizarse no seo do “Grupo de Mellora de Ecolóxica Corporativa”, sendo esta memoria de tese o primeiro deles.

Cada estudo que se realice suporá unha pegada unitaria para un ben que será incorporado á folla de cálculo, convivindo inicialmente as intensidades enerxéticas e produtividades asociadas a categorías xenéricas de bens (cemento, manufacturas de espar-

---

**40** No caso de que para un determinado produto existan un ou máis estudos durante varios anos, a media deberá limitarse a un período recente a establecer en cada caso, para recoller posibles cambios tecnolóxicos nos procesos produtivos implicados.

**41** A folla de cálculo retroalimentarse constantemente. As pegadas unitarias axustaranse máis á realidade cantos máis estudos se realicen.

**42** Este nivel de detalle é apropiado tanto para as fases produtivas do ciclo de vida, coma para aquelas relacionadas coa distribución e comúns.

to, pescados e mariscos...), con pegadas unitarias referidas a marcas de bens concretos (unha conserva de mexillón de marca  $x$ ).

Os primeiros estudos de ciclo de vida deberanse basear, necesariamente, nas intensidades enerxéticas existentes. Existen tres situacións diferentes a considerar.

### **Caso 1. Bens adquiridos para ser consumidos sen engadir pegada**

Empréganse as intensidades enerxéticas que subministra o MC3. Estes valores son relativos a categorías de bens e servizos, polo que o seu uso implica certa falta de precisión, se ben non isto non significa problema ningún de dobre contabilidade: trátase de consumos finais aos que se aplica unha intensidade enerxética representativa de todo o seu ciclo de vida<sup>43</sup>.

### **Caso 2. Bens adquiridos para ser consumidos sen engadir pegada antes de finalizar o seu ciclo de vida**

Outra situación diferente xorde no caso dunha empresa que inicia un ciclo de vida adquire un ben para ser consumido, sen engadir pegada, antes de que finalice o seu ciclo de vida. Esta situación daríase se, por exemplo, por primeira vez se estima a pegada dun produto pesqueiro, por exemplo atún, e se adquire outro produto, por exemplo sardiña, para cebo a outra empresa pesqueira, sen acudir ao mercado. Por ser o primeiro ciclo de vida estudado deste tipo, non cabe a posibilidade de aplicar pegadas unitarias ao consumo de sardiña, pois non existen. A opción de aplicar a intensidade enerxética relativa ao ciclo de vida do produto non é tampouco válida, pois se adquire antes de finalizar o seu ciclo de vida.

Neste caso, débese buscar un criterio que permita reducir a intensidade total, baseándose no coñecemento existente. Neste exemplo, buscaríase determinar que

---

**43** Sería o caso do consumo de roupa de traballo, maquinaria, alimentos para a tripulación,... que realiza unha empresa pesqueira no ciclo de vida da conserva de atún. Son bens adquiridos no mercado, do mesmo modo que o fai calquera consumidor non empresa.

porcentaxe da intensidade total supón a primeira fase do ciclo de vida, pesca da sardiña<sup>44</sup>.

Este tipo de problemas deben solucionarse, na medida do posible, dende o “Grupo de Traballo para a Mellora da Pegada Ecolóxica Corporativa”. No caso de que se estea a empregar o método e xurda unha situación deste tipo non resolta, a empresa en cuestión deberá explicar e xustificar o criterio adoptado.

### **Caso 3. Extracción de recursos naturais**

Noutras situacións, existen máis dificultades para poñer en marcha o método. Un segundo caso sería o daquelas empresas que elas mesmas extraen recursos naturais ou materias primas, normalmente, na primeira fase do ciclo de vida.

Cabe preguntarse que intensidade enerxética se aplica ao trigo que cultiva unha empresa que elabora fariña, ou á cría de mexillón que o produtor extrae das rochas para cultivar en bateas. Consideramos que non cabe aplicar ningunha das intensidades enerxéticas existentes, pois o ciclo de vida destes produtos se limita á enerxía empregada na súa extracción, incluída no consumo de enerxía e/ou combustibles da empresa en cuestión.

De aí que, neste caso, se recolla soamente a pegada derivada da ocupación de superficie, aplicando un factor de intensidade enerxética cero.

Nas seguintes fases do ciclo de vida, as empresas que adquiran fariña ou mexillón e engadan pegada<sup>45</sup>, aplicarán as pegadas por tonelada da empresa vendedora, a fase previa, tal e como se expuxo no epígrafe anterior.

Unha vez que se realicen os estudos preliminares necesarios, o método estará a disposición das empresas que o queiran empregar. Neste sentido, existen dous impulsos que posibilitan a súa posta en marcha.

---

**44** Unha posible solución sería empregar estatísticas de consumo de combustible da flota pesqueira, estimar a enerxía asociada ao consumo, obtendo unha intensidade enerxética que se podería aplicar como valor aproximado na situación exposta.

**45** Se adquiren o produto xa finalizado, aplicarían a intensidade enerxética/pegada unitaria do ciclo de vida (caso 1).

Podería elaborarse unha normativa para obrigar ás empresas e organizacións a estimar o seu PEC-PCC empregando o MC3. Mesmo sen ser obrigatorio, podería existir un organismo público, que incentive a aplicación do método. Este organismo encargaríase de asesorar as empresas interesadas, asumindo as tarefas realizadas ata o momento polo “Grupo de Mellora”.

No caso contrario, o MC3 podería ser comercializado, e adquirido por aqueles interesados na súa aplicación. A empresa distribuidora, en colaboración co “Grupo de Mellora, serían os encargados de actualizar e continuar o desenvolvemento do método.

#### **4.2.3.4. O papel das empresas de servizos no ciclo de vida**

As empresas de servizos presentan a particularidade de que os seus produtos non son tanxibles, polo que, nalgúns casos, a súa pegada non se pode relacionar con toneladas ou outra unidade de masa. Para os efectos de aplicación do MC3 debemos distinguir dous casos diferentes.

En primeiro lugar, unha empresa de servizos pode ser unha fase no ciclo de vida dun ben. Este sería o caso do exemplo ao que nos referimos en capítulos anteriores, onde un transportista distribúe atún dende a empresa conserveira que o transforma ata un restaurante. A empresa de transportes presta un servizo (o propio transporte) relacionado cun ben (o atún transportado). O transportista é depositario temporal do atún e, polo tanto responsable da súa pegada ata que a transmite á seguinte etapa do ciclo de vida<sup>46</sup>. O mesmo sucedería con todos os posibles distribuidores que participen nese ciclo de vida, consignatarios e demais empresas de servizos que interveñan no proceso de produción, distribución e comercialización de bens e servizos.

Nesta situación, a pegada xerada na prestación do servizo engádese ao ben transportado, sen que exista ningunha diferenza cun ciclo de vida formado exclusivamente por empresas produtoras de bens.

---

<sup>46</sup> Recordar que, se debido a un accidente, incendio, roubo,... a mercadoría non chega ao seu destino, sería o transportista o receptor final da pegada.

En segundo lugar, pode ocorrer que as empresas de servizos non engadan pegada a ningún ben, simplemente adquiridos para ser usados nas súas actividades. Unha empresa consultora pode adquirir un ordenador, unha aerolínea, alimentos para os viaxeiros, un hotel mobles para os cuartos, e, un hospital medicamentos e infinidade de produtos para o tratamento dos enfermos. En ningún caso a pegada xerada por estas organizacións afectaría ao ciclo de vida destes bens.

Neste caso, debe estimarse a pegada do servizo, etiquetado como calquera outro ben, de modo que o adquirente saiba cal é a pegada da prestación que recibe. Os medios empregados serían as facturas, tickets, e calquera documento no que conste o prezo da transacción.

É de utilidade relacionar pegada total de cada empresa cunha unidade de referencia. Unha opción sería considerar unidades físicas comúns a todas as empresas como, por exemplo, horas de traballo ou número de traballadores. Por outro lado, podería referirse a pegada á facturación anual de cada empresa, expresándoa, en termos de (*Gha* ou *tCO<sub>2</sub>/1000 € de ingresos*). Calquera das opcións nos parece válida, se ben optamos por considerar a última. Deste modo existe unha relación clara entre a sustentabilidade económica, medida en termos de ingresos, e a sustentabilidade ambiental, medida pola PEC-PCC, sendo unha forma de facer explícito que o desenvolvemento sustentable debe considerar ambas vertentes, ademais, da social e institucional.

### **4.2.3.5. O papel da contrapegada na PEC-PCC de bens e servizos**

A consideración da contrapegada require da consideración de dúas cuestións.

#### **Cuestión 1. Contrapegada e ecoetiquetado**

O concepto de contrapegada foi introducido neste estudo ao expoñer o MC3 para estimar a pegada de organizacións e empresas (apartado 3.4.2)<sup>47</sup>. Refírese á superficie bio-

---

<sup>47</sup> De feito, a PEC-PCC o resultado final do MC3 é unha pegada neta, que desconta a contrapegada das empresas.

loxicamente produtiva, isto é, superficie, cultivada<sup>48</sup>, pastos, bosques, océanos e augas continentais que posúen empresas e organizacións. A súa inclusión na análise parte da asunción de que o investimento en espazos naturais e a súa xestión sustentable, contribúe a que as corporacións se involucren na xestión do medio ambiente.

O estudo da pegada de poboacións inclúe a comparación da pegada coa biocapacidade<sup>49</sup> do territorio de referencia da poboación estudada. Esta comparación permite detectar en que medida o consumo dos habitantes dunha rexión supera a capacidade de carga dispoñible.

No caso de empresas e organizacións, a contrapegada introduce a biocapacidade na análise, se ben dun modo diferente. A comparación entre demanda e oferta de superficie ten sentido no caso de poboacións, vinculadas a territorios. Asímesa que o libre comercio contribuíu a que os habitantes de países de ingresos altos adquiran crecentes cantidades de biocapacidade procedente de todo o planeta, superando amplamente os límites impostos pola capacidade de carga doméstica. De aí que se opte por un indicador que, polo menos inicialmente (Wackernagel e Rees, 1996) penaliza o comercio máis alá dos excedentes ecolóxicos de cada país, recomendando que unha maioría do consumo se sustente na capacidade de carga local.

Este argumento refórzase polo feito de que a administración que goberna o territorio ao que está vinculado a poboación estudada, ten capacidade para xestionar os recursos dispoñibles nel, dispoñendo de superficie produtiva, inherente ao propio concepto de territorio.

A un nivel corporativo, pensamos que o enfoque debe ser diferente. A disposición de biocapacidade non é algo innata á maioría de empresas e organizacións, que poden realizar as súas actividades en naves, locais, ... nos que non se produce ningún recurso biótico. De aí que a consideración desta variable na análise, neste caso contrapegada, non ten que ver co establecemento dun límite que non se debe superar, na maioría dos

---

**48** No caso da superficie cultivada, veremos que só unha parte dos produtos obtidos son considerados contrapegada.

**49** Ou coa SBP, no caso de que se exprese en hectáreas reais e non ponderadas.

casos este límite é cero, senón coa posibilidade de que as empresas reduzan a súa pegada invertendo en espazos naturais.

Considerando esta premisa, a versión inicial do MC3 (MC3 1.0) propón que o investimento en contrapegada sexa unha forma de reducir a PEC-PCC de empresas e organizacións. Trátase dun mecanismo que poderíamos definir como subsidiario, no sentido de que non se considera a opción preferente á hora de que as corporacións reduzan a súa pegada, senón dunha opción a utilizar no caso de que sexa inviable reducir o consumo de recursos, buscar tecnoloxías máis eficientes...

Dado que a contrapegada é, na nosa opinión, unha adaptación do concepto de biocapacidade, inclúe calquera tipo de superficie con capacidade para producir recursos bióticos utilizados polos humanos, de acordo á clasificación empregada habitualmente nos estudos de pegada ecolóxica. A adquisición de superficie cultivada, pastos, bosques ou zonas marítimas, é considerada contrapegada<sup>50</sup>. Zonas axardinadas, parques, áreas de servizo portuarias, ou, por exemplo, a adquisición de superficies forestais serían incluídas tamén neste concepto.

A introdución da contrapegada na análise presenta diferentes vantaxes e inconvenientes. Entre as vantaxes, foméntase que as empresas invistan no seu capital natural e, o que é máis importante, o manteñan nas condicións ecolóxicas axeitadas<sup>51</sup>. Para que a súa adquisición reduza a pegada da empresa ou organización que o adquire, debe xestionarse de modo que se garanta a súa supervivencia a longo prazo<sup>52</sup>. Este labor contribuiría a evitar determinados problemas que afectan a superficies abandonadas como, por exemplo, os incendios.

Por outro lado, a inversión en capital natural podería xerar empregos relacionados co medio ambiente. O aproveitamento dun bosque de carballos para a produción

---

**50** Na versión actual do método (MC3 1.0), só a inversión en superficie forestal reduce a PCC, pois aínda non se contempla a capacidade de absorción de superficie cultivada, pastos e mar. Estas adquisicións son consideradas contrapegada no caso da PEC, descontando da demanda de cada empresa as hectáreas adquiridas deste tipo de superficie.

**51** A adquisición, por exemplo, dun bosque de carballos, non sería contrapegada se o bosque se abandona sen ningún mantemento.

**52** De igual modo que se establecerán mecanismos para certificar que a pegada que as empresas transmiten se obtén de acordo ao MC3, as empresas que desexen investir en contrapegada deberán validar a xestión do capital natural adquirido.

de cogomelos, apicultura, o uso das ramas como biomasa, ... contribuirían a valorizar o investimento realizado. Deste modo, a introdución de contrapegada na análise sería unha forma de que empresas e organizacións contribúan, de forma voluntaria, ao logro dun modelo de desenvolvemento sustentable perdurable a longo prazo. A posibilidade de que a inversión realizada renda economicamente, sería un incentivo a esta contribución<sup>53</sup>.

Existen, non obstante, diferentes aspectos que cuestionan o papel da contrapegada na análise. O concepto establece unha identificación clara entre a ausencia de impacto ambiental e a existencia e posterior compensación. En termos máis concretos, asúmese que é indiferente unha redución de emisións, por exemplo, dunha tonelada de CO<sub>2</sub>, que manter a emisión desa tonelada e adquirir superficie arborada con capacidade para absorbelas.

No primeiro caso, realmente non se emite e, polo tanto, non se contamina. No segundo, existe unha asunción teórica importante, unha única taxa de absorción de CO<sub>2</sub> para calquera superficie arborada<sup>54</sup>. Cuestións como a idade dos bosques, as especies que os forman, a latitude, ou a densidade de poboación inflúen a capacidade de absorción dos bosques, podendo mesmo emitir CO<sub>2</sub> no proceso de respiración (Valentini et al., 2000). De aí que a compensación das emisións sexa “menos real” que a non emisión<sup>55</sup>.

A consideración da contrapegada podería fomentar tamén comportamentos estratéxicos por parte das corporacións, que non terán incentivos a reducir os seus consumos

---

**53** Debemos destacar que na actualidade se están a desenvolver en España iniciativas para preservar o medio, coherentes co enfoque da contrapegada. O concepto de custodia do territorio, introducido nos artigos 72 e 73 da Lei do Patrimonio Natural e da Biodiversidade (Ley 42/2007, do 13 de decembro), persegue o acordo entre propietarios de terreos e entidades de custodia para preservar os seus valores e recursos. O propietario comprométese a ceder a xestión da súa propiedade á entidade de custodia e a recibir asesoramento voluntario. A entidade de custodia asesora o propietario e impulsa iniciativas tendentes a garantir a) a conservación, mellora e restauración do patrimonio natural; b) a fixación de dióxido de carbono; c) a recarga de acuíferos e prevención de riscos ecolóxicos do espazo xestionado.

**54** Referímonos ao uso dunha única taxa para cada tipo superficie con capacidade para absorber, inicialmente, os bosques. No momento en que o MC3 inclúa a capacidade de absorción do resto de superficies, pastos, océanos e superficie cultivada, empregárase unha taxa de absorción diferente para cada unha delas.

**55** A compensación das emisións invertendo en contrapegada podería provocar o avance de especies cunha elevada capacidade para absorber CO<sub>2</sub>, sen considerar outros efectos negativos nos ecosistemas.

e emisións, se o custo de reducir unha tonelada de CO<sub>2</sub> supera ao custo de compensala adquirindo contrapegada.

Finalmente, parécenos controvertido que a adquisición de determinadas superficies desconte pegada. Dende a perspectiva da pegada de poboacións, a superficie cultivada é superficie bioloxicamente produtiva, pois permite obter cultivos, recursos utilizables polos humanos. Non obstante, o papel da contrapegada non é tanto reflectir a capacidade produtiva de cada superficie, senón permitir a redución da PEC-PCC debido a que se considera que o investimento neste tipo de superficie é positivo para o medio, principalmente debido á súa capacidade de absorber CO<sub>2</sub>. ¿Tería pois sentido que unha empresa altamente contaminante reduza a súa pegada mediante a adquisición dunha plantación intensiva de, por exemplo, tomates, na obtención dos cales se empregan grandes cantidades de pesticidas, fertilizantes químicos e combustibles fósiles?. Os tomates teñen capacidade para absorber CO<sub>2</sub>, pero, probablemente, as emisións xeradas na súa obtención superen as absorbidas.

É certo que a explotación e/ou mantemento do resto de superficies admitidas como contrapegada produce emisións (por exemplo a sega de xardíns, a recollida de leña en bosques, o desenvolvemento de actividades secundarias, como a apicultura, a pesca<sup>56</sup>). Estas actividades son necesarias para manter os ecosistemas nun estado óptimo, polo que asumimos que non son negativas para o medio, ou ben que o beneficio é superior ao dano. Non sería o caso da maioría de actividades agrícolas, xeralmente caracterizadas por un alto consumo de produtos químicos e combustibles fósiles.

A excepción a esta regra serían os produtos obtidos mediante técnicas sustentables. Neste caso, a superficie podería ser considerada contrapegada, asumindo que é un modo de produción que non dana o medio ambiente<sup>57</sup>.

---

**56** No caso da pesca, esta actividade só se poderá considerar contrapegada se a empresa ou organización que realiza a actividade posúe algún tipo de dereito de propiedade sobre a área de pesca e demostra que a xestióna de modo susterntable. Superficies como reservas mariñas, augas de servizo con xestión controlada,... serían consideradas contrapegada....).

**57** Neste caso, o produtor debe ser capaz de demostrar mediante certificación recoñecida, a orixe ecolóxica dos seus produtos. A pesar de manter esta formulación, no “Grupo de Mellora” estase a elaborar un informe a respecto desta cuestión, o cal debería ser tido en conta á hora de adoptar unha decisión final a este respecto, polo que o criterio adoptado podería ser modificado.

Estas limitacións non son excesivamente relevantes se a información ofrecida se usa internamente por empresas e organizacións. O MC3 calcula a pegada neta, ofrecendo información de pegada bruta e contrapegada. Polo que os xestores dispoñen de información dos tres conceptos, que poden empregar á hora de tomar decisións baseándose nos resultados obtidos. No caso de que a PEC-PCC se use para informar da posición de sustentabilidade da empresa ou, concretamente, dos seus bens e servizos existe algún problema adicional.

Pensamos que a opción óptima sería ofrecer tamén información de pegada bruta, contrapegada e pegada neta. Así, a información sería completa, dispoñendo o consumidor de información do modo en que as empresas que participan no ciclo de vida dos bens que adquiren elixen para reducir a súa pegada.

Unha forma de plasmar esta proposta en etiquetas, rótulos, presupostos, etc sería seguir un esquema onde, en primeiro lugar, se mostre información da pegada bruta para, a continuación, informar da pegada bruta e contrapegada, tal e como recolle o Cadro 4.1.

**Cadro 4.1.** Unha alternativa para ofrecer información da pegada bruta, neta e contrapegada

*Pegada neta (pegada bruta/contrapegada) (t CO<sub>2</sub>/t)*

Marca A: 0 (100 /100) (t CO<sub>2</sub>/t)

Marca B: 0 (0 /0) (t CO<sub>2</sub>/t)

Marca C: 0 (0 / 100) (t CO<sub>2</sub>/t)

**Fonte:** Elaboración propia a partir de Doménech (comunicación persoal).

Nel, recóllense diferentes exemplos que ilustran a utilidade de dispoñer de información das tres variables. Neste caso, é útil asumir que se trata de resultados de diferentes marcas dun mesmo ben, por exemplo, mexillón en conserva. Os tres exemplos expostos presentan unha pegada igual a cero, se ben existen diferenzas en canto a pegada bruta e contrapegada. O consumo de recursos e a xeración de residuos realizados durante o ciclo de vida da *Marca A* xerou unha pegada de 100 tCO<sub>2</sub>/t de produto, se ben a empresa adquiriu a contrapegada suficiente para absorber as emisións xeradas. O

mexillón en conserva comercializado baixo a *Marca B* é, teoricamente, capaz de chegar ao consumidor final sen producir emisión ningunha, polo que a súa pegada bruta é cero. As empresas participantes no seu ciclo de vida non realizan ningunha inversión en contrapegada.

No caso da *Marca C*, a pesar de que se produce mediante un ciclo de vida “limpo”, que non xera emisións, os diferentes subministradores mostran interese en investir en capital natural.

Debemos destacar que, neste último caso, se debe manter a cero a pegada, pois a contrapegada xorde como un mecanismo deseñado para mitigar un impacto no medio ambiente<sup>58</sup>. Se este impacto non existise ou, sendo máis realistas, a contrapegada supera á pegada bruta, a pegada neta non pode ser negativa pois, no mellor dos casos, os humanos podemos manter o medio no seu estado natural. No caso concreto da PEC-PCC, non se pode absorber máis CO<sub>2</sub> que o emitido. O máis relevante de deste exemplo é que, a pesar de que as tres marcas de mexillón en conserva teñen igual pegada neta, en termos ambientais son preferibles as *Marcas B* e *C*, pois o proceso produtivo da *Marca A* xera emisións reais.

A pesar da utilidade desta información, a súa incorporación á ecoetiqueta e documentos similares está condicionada á superación de obstáculos importantes. Existen diferenzas notables en canto ás características dos axentes que van empregar a información no ámbito interno de corporacións e no caso de bens e servizos. Os xestores dunha empresa, dispoñen de interese, formación e os coñecementos necesarios para comprender as diferenzas entre pegada bruta e neta, podendo elixir a versión do indicador que máis conveña en cada situación. Non obstante, para os adquirentes dos bens e servizos ecoetiquetados, este labor pode ser máis complexo.

En epígrafes posteriores resaltaremos que só unha pequena parte dos consumidores teñen en conta cuestións ambientais nas súas decisións de compra, sen que este tipo de información sexa relevante para unha grande parte da poboación europea. É

---

**58** A posibilidade de compensar pegadas netas positivas con pegadas netas negativas en exercicios anteriores é outra das cuestións estudadas na actualidade no “Grupo de Mellora”.

máis, existe o risco de que a información que mostra a ecoetiqueta, aínda que sexa simplemente un só número, sexa ignorada por unha maioría de consumidores. De aí que consideremos que a inclusión de información de pegada bruta e neta dificultaría a comprensión do indicador, obstaculizaría a súa difusión, aumentando os custos informativos.

Se nalgún momento se demostra que a ecoetiqueta, cun único dato relativo á PEC-PCC, é comprendida e verdadeiramente empregada por unha maioría de consumidores, podería incluírse información adicional relativa á contrapegada. En todo caso, a complexidade deste sistema de ecoetiquetado aumenta notablemente, polo que non nos parece viable a curto ou medio prazo. Nestes horizontes temporais, a ecoetiqueta debe conter un único dato.

Debemos decidir se a información que inclúe é a pegada bruta ou neta. Consideramos relevantes, de acordo á nosa experiencia, os problemas asociados ao concepto de contrapegada, tal e como os describimos. Por outro lado, a posibilidade de investir en contrapegada aumenta as alternativas a disposición das empresas e organizacións para reducir a pegada, fundamental para favorecer a difusión e aceptación do indicador.

Aínda que a información da pegada bruta sexa máis precisa e consistente, de acordo á nosa visión do desenvolvemento sustentable, a contribución do indicador á sustentabilidade sería menor se esperta pouco interese en empresas e organizacións. De aí que, adoptando un criterio exclusivamente pensado na aplicabilidade actual, optemos inicialmente por propoñer que a información que figure na ecoetiqueta sexa a pegada neta.

Isto non significa que, tras un período de tempo e, unha vez que existan estudos a respecto do desenvolvemento e difusión da ecoetiqueta, o criterio adoptado non poida ser modificado. A constatación de que un uso inadecuado da contrapegada inflúe negativamente no esforzo realizado para reducir consumos e emisións, provocaría que se opte por a informar da pegada bruta, eliminando da análise á contrapegada. Igualmente, a existencia dun maior interese en torno ás cuestións ambientais por parte do consumidor, podería ser outro argumento para modificar o criterio elixido, incluíndo na ecoetiqueta información adicional.

## Cuestión 2. Os factores de rendemento na contrapegada

Finalmente, unha cuestión adicional a ter en conta na análise da contrapegada é o papel desempeñado polos factores de rendemento<sup>59</sup>. Estes factores recollen as diferenzas entre a produtividade local e mundial dun determinado tipo de superficie. Son necesarios para transformar as hectáreas reais en hectáreas globais, expresando a biocapacidade de cada rexión, país, ... en unidades comparables. De aí que sexan especialmente útiles para realizar comparacións de déficit ou excedentes ecolóxicos entre países. A elección da etiquetaxe baseándose en pegada neta esixe que se incorporen estes factores á análise, se ben existen certas cuestións a aclarar.

No estudos da pegada de poboacións, existe un vínculo claro entre poboación e biocapacidade dispoñible, pois a superficie bioloxicamente produtiva é unha parte do territorio que habita esa poboación ou territorio de referencia. A biocapacidade dispoñible para os habitantes de España está perfectamente definida, sendo totalmente coherente a súa comparación coa doutros países.

No caso de empresas e organizacións, o capital natural é adquirido, o que abre diferentes posibilidades en canto ao uso de factores de rendemento. Unha primeira opción, a máis precisa, sería elaborar estes factores considerando a produtividade específica de cada tipo superficie adquirida por cada empresa ou organización, comparándoa coa media mundial. Isto implicaría unha análise detallada da capacidade de produción de cada hectárea de cultivos, bosques, mar,... en cada caso estudado, ademais da información dos valores mundiais, necesaria para estimar os factores.

Unha segunda alternativa vincularía a produtividade da SBP de cada empresa coa dun territorio de referencia, que pode ser a rexión onde está situada a empresa estudada (por exemplo, unha Comunidade Autónoma), o Estado, ou, mesmo a totalidade do planeta. Neste caso, asúmese que os cultivos, pastos, bosques, mar,... adquiridos teñen a mesma produtividade do territorio considerado de referencia. Dende outro punto de

---

**59** Este tipo de factores aplícanse tamén á pegada derivada do uso do chan. Na medida en que esta superficie se estima directamente, sen que sexa necesario realizar a habitual comparación entre consumos e produtividades, o factor de rendemento é necesario para expresar a demanda deste tipo de superficie en hectáreas globais.

vista, límitase a adquisición de contrapegada a ese territorio<sup>60</sup>. No caso de que se asuma que as empresas poden adquirir contrapegada en todo o planeta, unha opción adicional sería aplicar un factor de rendemento unitario, asumindo que o rendemento medio de cada tipo de superficie que posúa unha empresa é o mundial<sup>61</sup>.

A situación ideal sería a primeira opción sinalada, pois cada corporación disporía dun conxunto de factores específicos adaptados á súa situación particular.

Non obstante, a elaboración destes factores implica un maior esforzo para os interesados, podendo existir problemas para obter a información dispoñible. Debemos recordar que tanto factores de equivalencia como de rendemento se estiman considerando a produtividade potencial de cada tipo de superficie, e non a cantidade real obtida cada ano. Deste modo os interesados en aplicar o MC3 deben estimar a cantidade de biomasa utilizable polos humanos que se pode obter en cada unha das superficies das que dispoñen. A estimación de rendementos potenciais específicos é máis complexa que o uso de valores reais, doados de obter e contrastables ao finalizar cada exercicio, pois require da realización de estudos específicos para cada superficie.

Por outro lado, debería contrastarse a veracidade dos rendementos que cada empresa estima para a súa contrapegada, pois, doutro modo, poderían xurdir comportamentos estratéxicos que busquen reducións na PEC-PCC debido a produtividades elevadas.

A asunción de que cada hectárea de contrapegada xera a mesma cantidade de biomasa que unha hectárea media dun territorio de referencia, implica un factor menos preciso que no caso anterior, podendo penalizar a aquelas empresas que dispoñan de SBP cunha maior produtividade que a media do territorio elixido.

Sen embargo, presenta outras vantaxes, desde un punto de vista práctico e metodolóxico. Este tipo de factores serán elaborados por centros de investigación e aplicables

---

**60** A aplicación dun factor de rendemento elaborado, por exemplo, para España, implica que a contrapegada adquirida se realiza nese territorio, pois o factor se basea na produtividade media dunha hectárea de cultivos, pastos, bosques, mar en España.

**61** Nada impediría a unha empresa francesa adquirir, por exemplo, un bosque en España, Xapón ou onde máis lle conveña. O uso de factores tería sentido no caso daquelas empresas que posúan capital natural nun número importante de países, ou non se dispoña de información dos valores de todos eles. No caso contrario, poderíase empregar unha media ponderada dos factores de rendemento de cada país no que se invista.

ás empresas que adquiran contrapegada no territorio de referencia. Ademais de liberar ás empresas da realización deste cálculo, non sería preciso verificar caso por caso a súa veracidade, evitando a posibilidade de que as empresas busquen reducións ficticias da PEC-PCC.

GFN estima factores de rendemento para tódolos países con máis dun millón de habitantes, podendo ser aplicados, no caso de que se considere que os estados son o territorio de referencia. Así, o cálculo da PEC-PCC realizaríase empregando factores elaborados coa mesma metodoloxía que os factores de equivalencia, sendo ademais, os mesmos que se empregan nos estudos de “Contabilidade de PE Nacional”.

As mesmas vantaxes e desvantaxes acontecerían si se emprega un factor de rendemento 1 para todas as superficies, asumindo que as empresas poden adquirir contrapegada en todo o planeta. Non obstante, neste caso o factor é moito menos preciso.

En canto a outros territorios de referencia diferentes, por exemplo, as Comunidades Autónomas, as vantaxes expostas redúcense no caso de que non estean dispoñibles os estudos necesarios para estimar os rendementos potenciais de cada superficie. Se ben, teoricamente, o uso de factores de rendemento referidos a este tipo de territorios é unha opción válida, na práctica atopámonos con desvantaxes similares ao caso de factores específicos para cada empresa.

Tendo en conta as vantaxes e inconvenientes de cada alternativa, consideramos que os factores de rendemento elaborados para países favorecen a posta en marcha do método, evitando, ademais, discrepancias metodolóxicas entre factores de equivalencia e rendemento, así como comportamentos empresariais estratéxicos para reducir a PEC-PCC. No caso de España, onde, inicialmente se aplica o MC3, a maioría de empresas son PEMES, cun ámbito de actuación restrinxido ás fronteiras do Estado. Non é probable, na nosa opinión, que a inversión en capital natural noutros países sexa unha opción maioritaria. A nosa proposta nesta memoria de tese, inclúe, por tanto, a aplicación dos factores de rendemento que GFN elabora para España.

No caso excepcional de que unha empresa dispoña dunha superficie cunha produtividade potencial notablemente superior á media desa superficie en España, poderá empregar un factor de rendemento específico, só cando xustifique o cambio con estudos onde se demostre a maior produtividade e a dispoñibilidade da información nece-

saría para calcular o factor. Neste caso, a entidade de verificación<sup>62</sup> que certifique a correcta aplicación do MC3 poderá aceptar ou non o cambio proposto.

Unha vez que o método entre en funcionamento e se consolide, poderase estudar a posibilidade de permitir a aplicación de factores de rendemento específicos para cada empresa, debendo establecerse un procedemento de cálculo que garanta a compatibilidade con factores de equivalencia actuais.

#### **4.2.3.6. Distribución da pegada no caso de empresas multiproducto**

No caso de que unha empresa obteña diferentes produtos deberá ofrecerse información separada da pegada de cada un. A contabilidade analítica é a fonte de información máis adecuada neste caso, sendo recomendable que as propias empresas sexan as que ofrezan a información dos consumos asociados a cada produto e, polo tanto, do seu PEC-PCC.

A distribución da pegada dunha empresa ou organización entre os diferentes produtos é un requisito para poder realizar o seu ecoetiquetado. No caso de que non se realice esta separación, obténdose só información relativa á totalidade da empresa, a utilidade da pegada restrinxirase, principalmente, ao ámbito interno.

Igualmente, cada empresa deberá especificar como reparte a pegada asociada ao uso do chan e a consumos que non están directamente relacionados con ningún ben ou servizo (gastos de administración, electricidade, combustibles envases, amortización,...) Recoméndase que a distribución se realice baseándose en variables como o número de unidades producidas ou o volume de produción. Permitirase o uso doutro criterio de repartición sempre que a súa aplicación estea fundamentada.

#### **4.2.3.7. Ecoetiquetado**

A comunicación da información obtida empregando o método de cálculo descrito está fóra do obxectivo principal deste traballo, o desenvolvemento do propio método. Non

---

62 Consultar o apartado 4.2.3.9 para obter máis información do papel deste tipo de entidades.

obstante, a nosa proposta será máis completa e asumible, desenvolvendo as principais cuestións relacionadas co modo de comunicar a pegada calculada.

Ao longo deste traballo, destacamos que o principal obxectivo da estimación da pegada de bens e servizos se relaciona coa posibilidade de empregar o indicador nunha ecoetiqueta, de modo que o consumidor final dispoña de información ambiental dos produtos que consume. No caso de que a PEC-PCC consiga influír na demanda dos produtos ecoetiquetados, podería producirse un efecto cara a atrás ou “efecto dominó” (Doménech, 2007), de modo que as empresas estarían incentivadas a demandar os seus provedores reducións de pegada, ou a buscar subministradores con pegadas máis baixas.

Se ben esta idea nos parece sinxela de entender, a súa posta en marcha require a resposta a unha serie de cuestións de diversa natureza, que tratamos de resolver a continuación. Debemos ter en conta que os mercados ofrecen unha ampla gama de bens e servizos, con diferentes características polo que resulta complexo que as respostas ofrecidas abrangan toda a casuística posible.

### **Cuestión 1. As unidades da ecoetiqueta**

As etiquetas son o principal instrumento para informar do prezo os consumidores. Non é o único, pois rótulos de escaparate, catálogos, cartas de restaurantes, páxinas web... poden ser empregados coa mesma fin. De aí que, neste capítulo, estendamos o significado do termo etiqueta a calquera medio empregado para informar do prezo dun ben ou servizo. Se conteñen información medioambiental, as denominamos ecoetiquetas.

No caso do MC3, o principal obxectivo é ofrecer información cuantitativa, válida para realizar comparacións entre os diferentes bens e servizos no mercado. Non se trata de premiar a un determinado produto, senón de ofrecer información útil, a súa PEC-PCC, que permita que o consumidor dispoña de información ambiental na súa decisión de compra<sup>63</sup>. A etiqueta proposta elaboraríase de acordo aos principios das declaracións tipo III, de acordo á nomenclatura ISO (consultar o Anexo 4).

---

**63** A pesar de que a ecoetiqueta proposta non sexa un premio, é posible que a súa ausencia nun determinado

Sinalamos a posibilidade de expresar a pegada corporativa tanto en unidades de superficie, coma en toneladas de CO<sub>2</sub>. Para os efectos de ecoetiquetado, é necesario decidir que unidade se empregará. Se ben ambas unidades proporcionan información útil, consideramos suficiente que a ecoetiqueta recolla a pegada de bens e servizos nunha única unidade.

Debemos ter en conta que existe unha clara relación entre hectáreas e toneladas de CO<sub>2</sub>. O MC3 estima inicialmente a pegada en hectáreas, estimando as toneladas de CO<sub>2</sub> asociadas a esa superficie baseándose en factores que recollen a capacidade de absorción dunha hectárea tipo de cada unha das superficies que forman a pegada. Isto implica que as dúas variables variarán no mesmo sentido, expresando un resultado en diferentes unidades. En certo modo, a inclusión de unidades de superficie e CO<sub>2</sub> significaría repetir un mesmo resultado.

Por outro lado, un único dato doado de asimilar pode favorecer a aceptación da ecoetiqueta. Recordemos que, nalgúns casos, como os alimentos, a compra pode implicar a consulta de información recollida nos envases, como composición do alimento, caducidade,... A análise de dúas pegadas “diferentes” implicaría un maior esforzo, que podería reducir a utilidade do indicador, ao dificultar a súa comprensión.

Debemos, polo tanto, decidir que unidade empregamos. A información que ofrecen ambas alternativas é, teoricamente axeitada, polo que o factor que vai determinar a elección dunha ou outra, relaciónase máis co coñecemento e interpretación dos cidadáns dunha ou outra unidade. O éxito do indicador e a súa contribución ao desenvolvemento sustentable, están condicionados a que o consumidor comprenda o significado da unidade elixida e a súa relación co medio, dándose conta de que a decisión de compra que adopte vai ter repercusións ambientais.

Na actualidade, a mitigación do cambio climático é un dos principais retos que debe afrontar a nosa sociedade (UNFPA, 2001; Carbon Trust, 2008a). A magnitude deste problema propiciou que alcanzara unha difusión, probablemente superior á de ningunha das ameazas ecolóxicas que afectan a todo o planeta: celebráronse diferentes cumios

---

ben sexa valorada negativamente polo consumidor, nun contexto onde estea xeneralizado o uso da PEC-PCC en bens e servizos.

gubernamentais mundiais temáticos sobre cambio climático<sup>64</sup>, o programa de Nacións Unidas de Medio (UNEP) creou un panel permanente sobre este tema, o xa mencionado IPCC; máis de 300 países ratificaron un Protocolo, o de Kioto, co obxectivo de mitigar o calentamento do planeta; o cambio foi obxecto de numerosos debates científicos, películas cunha grande éxito, documentais... Todos estes feitos repercuten na presenza nos medios de comunicación de noticias relacionadas co cambio climático, polo que unha boa parte da poboación do planeta recibiu, polo medio que sexa, algún tipo de información referida a este problema e relación coas emisións de gases de efecto invernadoiro.

De aí que consideremos que as toneladas de CO<sub>2</sub> sexan unha unidade máis axeitada que as hectáreas para este fin. A ratificación do Protocolo de Kioto polos países membros da Unión Europea e os obxectivos de redución de emisións, considerados no *Plan Nacional de Derechos de Asignación* para diferentes sectores da economía española, reforzan a nosa elección, proporcionando a ecoetiqueta unha ferramenta para que as empresas interesadas poidan reducir as súas emisións de gases de efecto invernadoiro<sup>65</sup>.

## Cuestión 2: Información a incluír

A información contida na ecoetiqueta é outra das cuestións a considerar. Tal e como expresamos en diferentes partes desta memoria de tese, as toneladas de CO<sub>2</sub> emitidas na produción e distribución de cada produto poden ser relacionadas co peso do produto en cuestión, sendo esta a información que propoñemos figure na ecoetiqueta. Así, a pegada estará expresada en unidades comparables (*t CO<sub>2</sub>/t de produto*). Doutro modo podería levar decisións erróneas<sup>66</sup>.

---

**64** A máis recente no momento de escribir estas liñas foi a de Poznan (Polonia) en novembro de 2008.

**65** De acordo a Erlandsson e Tillman (2009) recentes traballos sobre a consciencia social dos problemas ambientais nos a razón. Estes autores destacan que grao de coñecemento dos cidadáns dos problemas derivados do cambio climático está a incrementar o interese das empresas por ofrecer información ambiental dos seus produtos.

**66** Retomando un dos exemplos citados anteriormente, podemos supoñer que unha lata de conservas de atún da marca *x* de 125 gr ten unha pegada de 2.000 gr de CO<sub>2</sub>, mentres que a pegada dunha lata da marca *e* de 150 gr alcanza os 2.100 gr. A pegada total é máis elevada no primeiro caso, se ben, se relacionamos as emisións co peso da lata, obtemos 16 gr de CO<sub>2</sub>/gr no primeiro caso, por só 14 gr de CO<sub>2</sub>/gr no segundo.

Unha forma máis simple de etiquetar sería a creación de intervalos baseándose na pegada por toneladas de produto, tal e como mostra a táboa seguinte:

**Táboa 4.7.** Ecoetiquetado en base a intervalos de PCC

	Tipo
0-0,99 t CO <sub>2</sub> /t de produto	A
1-1'99 t CO <sub>2</sub> /t de produto	B
2-en diante t CO <sub>2</sub> /t de produto	C

**Fonte:** Elaboración propia.

Esta forma, similar á xa empregada para mostrar o consumo enerxético dalgúns bens de consumo como os aparatos electrodomésticos<sup>67</sup>, implicaría a elaboración de intervalos de pegada, asignando a cada un distintivo que figuraría na etiqueta. No exemplo que mostra a Táboa. 4.7, distínguense tres intervalos, que se corresponden cunha letra, A, B, ou C, que varía a medida que aumenta a pegada. Este modo de proceder, máis simple de executar, tropeza coa dificultade de delimitar o número de intervalos e a súa lonxitude. Un ben podería ter unha cualificación diferente en función do criterio adoptado, existindo sempre beneficiados e prexudicados. Por outro lado, a información é máis precisa si se coñece a cantidade exacta de CO<sub>2</sub> empregada na produción de cada ben ou servizo, incrementándose o número de comparacións posibles e, polo tanto, a utilidade para as decisións do consumidor.

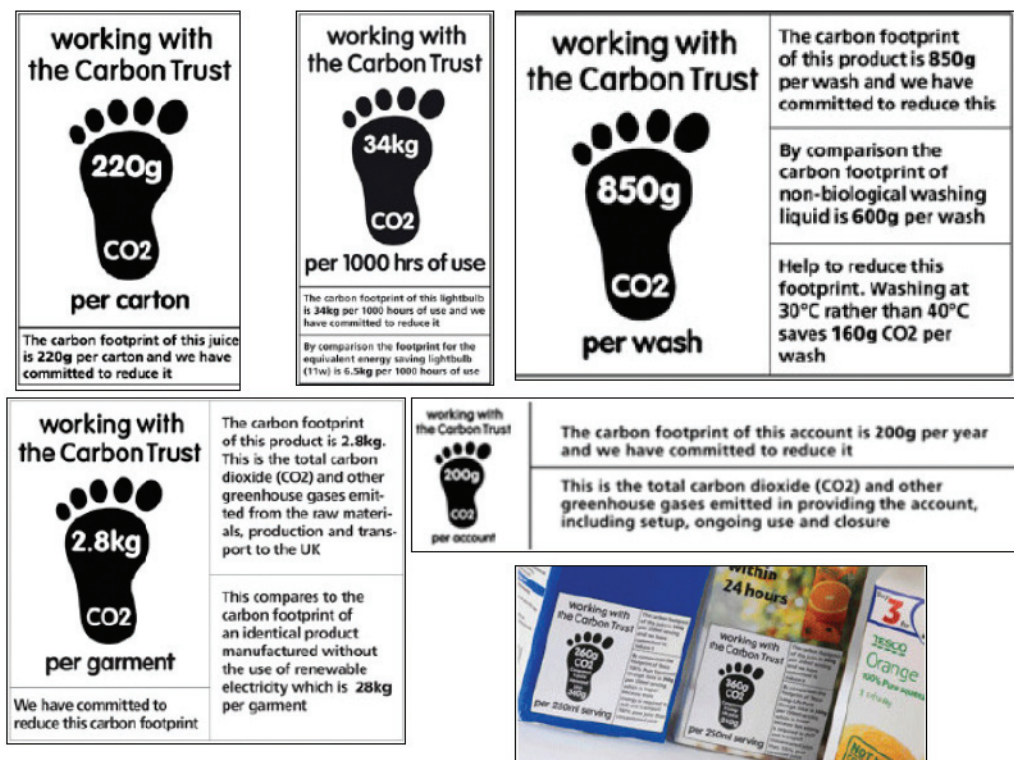
Consideramos a posibilidade de empregar diferentes unidades de masa para cada produto, en función do seu tamaño, decidindo empregar en tódolos casos *tCO<sub>2</sub>/t de produto*. Así, a PEC-PCC de todos os bens e servizos estará referida a unha mesma unidade, o que posibilitará que o consumidor poida realizar comparacións, tanto entre bens dunha mesma, coma de diferentes categorías. Naqueles comercializados en tamaños pequenos (alimentos, produtos téxtiles,...) sería útil engadir a pegada en unidades

<sup>67</sup> Directiva 92/75/CEE do Consello, de 22 de setembro de 1992 e sucesivas modificacións.

g ou  $kgCO_2/g$  ou  $kg$  de produto, se ben esta información complementaría, e non substituiría, á pegada expresada en toneladas. As propias empresas, ademais de estimar a súa pegada total, empregarán os seus propios datos internos de produción para ofrecer información da pegada por unidade de masa. O peso co que se relaciona a pegada refírese ao peso bruto do produto tal e como se comercializa, incluíndo os envases adquiridos polo consumidor co ben en cuestión.

Unha alternativa a esta formulación sería a relación da pegada de cada produto cunha unidade variable, relacionada co propio ben ou servizo, tal e como se propón dende o *Carbon Trust*. A Figura 4.4 recolle unha mostra deste tipo de etiquetas, xa en funcionamento. A primeira etiqueta refírese a unha marca de zume de laranxa, expresando a pegada en termos de  $gCO_2$  por cartón. A segunda, dunha lámpada, relaciona as emisións co número de horas de uso, mentres que a terceira, un deterxente, considera

Figura 4.4. Exemplos de ecoetiqueta de acordo a *Carbon Trust*



Fonte: Elaboración propia a partir de Carbon Trust (2008a). (<http://www.carbon-label.com/business/casestudies.htm>)

as emisións por lavado. A pegada dunha camiseta (cuarta etiqueta) relaciónase co número de prendas (*kg de CO<sub>2</sub>/prenda*), mentres que a quinta, dunha conta bancaria en Internet, se refire ás emisións de CO<sub>2</sub> por conta corrente. A última situada ao final da figura, simplemente ilustra a posición da ecoetiqueta nun envase.

Consideramos oportuno relacionar a pegada cunha única unidade, no noso caso o peso do ben<sup>68</sup>. Deste modo, poderán realizarse comparacións, non só con entre pegadas doutros bens da mesma natureza e diferente marca, senón con todos os produtos comercializados, se están ecoetiquetados. O consumidor disporá dunha visión global da pegada dos bens e servizos aos que ten acceso, o que lle permitirá adoptar estratexias de consumo sustentables máis completas, que no caso de limitarse a comparar diferentes marcas ou, no mellor dos casos, produtos substitutivos<sup>69</sup>.

Finalmente, cabe preguntarse se, ademais das emisións xeradas na produción e distribución, cabería incluír algún tipo de información adicional na ecoetiqueta. Seguindo co caso de *Carbon Trust*, a etiqueta proposta inclúe, ademais da pegada de cada ben ou servizo, diferente información dependendo do tipo de produto. Nalgúns casos inclúese o compromiso de redución de pegada por parte da empresa ecoetiquetada. Noutros, infórmase da pegada do mesmo produto obtido empregando diferente tecnoloxía. Finalmente, pódense incluír consellos para reducir as emisións derivadas do uso do produto.

Todas estas iniciativas contribúen á redución das emisións e, polo tanto, a unha menor degradación do medioambiente. O compromiso de redución da pegada podería ser incluído na ecoetiqueta, ben incluíndo un texto que o indique, como propón *Carbon Trust*, ou mediante unha cor distintiva. Así unha etiqueta verde podería significar que existe un compromiso de redución de pegada por parte das empresas que participan no ciclo de vida dun determinado ben ou servizo, e unha vermella que non adquiriu este compromiso. Dado que existen estudos que demostran que os consumidores poñen

---

<sup>68</sup> Aínda que sexa en diferentes múltiplos (gramos, quilos, toneladas...)

<sup>69</sup> Por exemplo, tal e como etiqueta *Carbon Trust*, unha botella de auga, un cartón de zume e unha lata de cervexa, poden non ser comparables, pois a pegada estaría referida a unidades diferentes. Se están referidas a unha mesma unidade, o consumidor podería considerar as súas pegadas á hora de tomar a súa decisión de compra.

máis atención na ecoetiqueta se inclúe información negativa a respecto de o ben ou o seu produtor (Grankvist, 2002), o simple cambio de cor pode ter efectos importantes nos hábitos de compra<sup>70</sup>.

Deste modo, o consumidor podería primar a aqueles bens e servizos que, ademais de ter pegadas baixas, son producidos por empresas que se comprometen a reducir a súa pegada e certificarán esa redución, penalizando as que non o fagan. Este comportamento sería un incentivo adicional para que as empresas reduzan a súa pegada.

En canto, á mostra de información da pegada doutros bens e servizos elaborados con diferente tecnoloxía, non nos parece necesaria a súa inclusión na etiqueta, pois o consumidor poderá comparar directamente as súas emisións, do mesmo modo que compara os prezos. Tampouco consideramos necesario que a ecoetiqueta inclúa recomendacións para reducir a pegada xerada no uso. Este tipo de información é relevante unha vez que se realiza a compra, polo que debería estar accesible unha vez que o consumidor se dispón a empregar o ben elixido, por exemplo, no manual de instrucións. No caso daqueles produtos nos que non se acompañe deste tipo de documento, podería engadirse un breve manual ambiental ou un simple rótulo, onde brevemente se explique o uso máis ecolóxico posible<sup>71</sup>.

### **Cuestión 3. Localización da ecoetiqueta**

A función da ecoetiqueta é proporcionar ao consumidor información da PEC-PCC de bens e servizos. Trátase dunha ferramenta deseñada para ofrecer información do ciclo de vida de cada produto dende unha perspectiva *cradle to gate*, polo que o ciclo de vida considerado finaliza nos distribuidores polo miúdo, os subministradores do produto ao consumidor final. No resto de fases, non é necesaria a súa elaboración, existindo outros medios para informar e transmitir a pegada, tal e como veremos a continuación.

Non obstante, no caso de que a distribución de bens e servizos en niveis anteriores

---

**70** O mesmo traballo sinala que só que os consumidores verdadeiramente interesados no medioambiente poñen atención nun ecoetiquetado positivo.

**71** Esta sería información do “tipo lavar a 30° C contribúe a aforrar x gramos de CO<sub>2</sub> por lavado”, ou consellos para unha condución máis ecolóxica, etc.

ao último distribuidor comparta algunhas das características do comerciante polo miúdo, poderíase proceder ao ecoetiquetado. Este sería o caso daqueles almacenistas cunha ampla gama de produtos, expostos nun lugar ao que o comprador accede para observar e adquirir os bens que desexa. Neste caso, por exemplo, comerciantes por xunto de alimentación, ten sentido un ecoetiquetado a este nivel, pois existiría un lugar (almacén, centro expedidor...) onde se pode transmitir simultaneamente a información de diferentes produtos ao seguinte elo da cadea. O ecoetiquetado a este nivel non sería unha obriga, pois este labor podería realizarse empregando outros medios. Tampouco substituiría a ecoetiqueta final, igualmente necesaria no distribuidor polo miúdo, ao que acoden outro tipo de clientes diferentes aos do almacenista. Sería unha opción voluntaria, máis ou menos eficiente en función das características do distribuidor<sup>72</sup>

En todos os casos a información da pegada debe estar xunto ao prezo do produto comercializado. A maioría de consumidores consulta o prezo dos bens e servizos que adquire, polo que é máis probable que a pegada sexa vista e, polo tanto, consultada, se figura xunto ao prezo. Ademais, esta situación pode favorecer o logro dunha maior concienciación do consumidor a respecto de cuestións ambientais. Na medida en que prezo e pegada se mostran xuntos e sen outro tipo de información adicional, o valor monetario e ao valor ambiental do ben en cuestión están nun plano de igualdade<sup>73</sup>.

Ademais de figurar xunto ao prezo, é interesante que a información ambiental comparta o mesmo espazo que o prezo. Recordemos que, de acordo á nosa proposta, o ecoetiquetado só implicaría unha cifra,  $t\ CO_2/t\ produto$ , e unha cor, en función do compromiso de redución das empresas que interveñen na produción do ben en cuestión. De aí que prezo e PEC-PCC poderían ser mostrados na mesma etiqueta (Figura 4.5), igualmente, unha ecoetiqueta, mesmo no caso dos bens onde habitualmente se etiqueta en unidades de tamaño reducido.


---

**72** No caso de que os niveis intermedios comercialicen un único produto estandarizado e sen exposición ao público (por exemplo, ladrillos para a construción) non sería necesario ecoetiquetar a este nivel, podendo incluír información da pegada en contratos, presupostos....

**73** Isto non acontecería se a pegada se mostra na parte de atrás do produto, ou en lugares que o consumidor non consulta habitualmente.

Figura 4.5. Un exemplo de ecoetiqueta de acordo ao MC3

<b>ARMADORES DA ESTRADA S.A,</b> Porto da Estrada s/n 36680 A Estrada (Pontevedra)				
<b>Barco:</b> MARUXA III				
<b>Denominación comercial:</b> Congro				
<b>Denominación científica:</b> <i>Conger conger</i>				
<b>Método de produción</b> Pesca extractiva			<b>Zona de captura ou cría</b> 27- Atlántico NE	
<b>Arte de pesca</b> Arrastre			<b>Data - Frescura</b> 10/06/2009	
<b>Presentación</b> EVS	<b>Caixa</b>	<b>Lote</b> 012350806	<b>Calibre</b>	<b>Peso neto (kg)</b> 8,0
Prezo (euros/kg) <b>12,5 €/Kg</b>			PCC <b>1,5 tCO<sub>2</sub>/t</b>	



Fonte: Elaboración propia. Deseño logotipo: Severino Lavandeira.

A inclusión da pegada nos *tickets* de compra ou documentos análogos, entregados ao consumidor unha vez que adquire o produto, contribuiría a reforzar o argumento anterior, favorecendo o coñecemento do indicador.

Esta non é a única posibilidade. A proposta de *Carbon Trust* opta por incluír a pegada no envase de cada produto, tal e como mostra a Figura 4.6. Pártese de que existe unha demanda por parte dos consumidores de información ambiental dos bens que adquiren (Carbon Trust, 2008b), de modo que a cuestión principal a resolver é a satisfacción desa demanda<sup>74</sup>. Esta información debe cumprir uns requisitos en canto á estandarización do método de cálculo, certificación e validación dos resultados obtidos e, por suposto, debe estar dispoñible nun lugar accesible no momento da compra, neste caso, o envase do produto.

Se ben o método de cálculo que propoñen é, teoricamente, aplicable a calquera tipo de ben, polo momento o ecoetiquetado límitase a produtos que se poden adquirir en supermercados e hipermercados (principalmente, alimentos, produtos de limpeza e

<sup>74</sup> De acordo a *Carbon Trust* (2008b) no Reino Unido un 67% dous consumidores están máis dispostos a adquirir produtos cunha a pegada do carbono baixa.

Figura 4.6. O lugar de ecoetiquetado para Carbon Trust



Fonte: Elaboración propia.

téxtiles), pero non a outro tipo de bens como automóviles, electrodomésticos,... onde o envase non adoita incluír información ningunha.

A nosa visión é diferente. Pensamos que a sociedade en xeral é cada vez máis sensible a respecto de cuestións ambientais<sup>75</sup>, e unha parte dos consumidores valoran positivamente un menor impacto no medio ambiente dos produtos que adquiren. Non obstante, somos máis pesimistas a respecto da porcentaxe de consumidores que, actualmente considerarían relevante, inicialmente, a información ambiental á hora de tomar as súas decisións de compra<sup>76</sup>

<sup>75</sup> Isto non significa que o grao de sensibilidade sexa alto.

<sup>76</sup> Probablemente, existen diferenzas entre países en canto á importancia concedida polos cidadáns aos problemas ambientais. En todo caso, algúns estudos realizados no ámbito da Unión Europea dannos a razón neste punto. WGIIP (2006) sinala que “só unha pequena parte dos consumidores teñen o interese suficiente en cuestións relacionadas coa sustentabilidade para buscar activamente por información ambiental relativa a bens e servizos. Este labor require moito tempo e moi pouca xente o fai consistente e sistematicamente. Algúns consumidores unha minoría, están suficientemente interesados en obter este tipo de información frecuentemente, polo que, polo momento, son maioría os que poñen pouca atención aos produtos verdes, mesmo se a información está dispoñible.” WGIIP (2006, 13). Os mesmos autores sinalan que a demanda de información é maior se os bens en cuestión afectan á saúde ou ao benestar persoal. Dende outro punto de vista e limitándonos ao caso español, nos últimos 12 Barómetros depositados no banco de datos do CIS no momento de escribir estas liñas, os correspondentes ao período decembro de 2007- novembro de 2008, só e, 1,78% dos entrevistados considera os problemas ambientais entre os tres principais problemas que existen En España, entre os que destacan cuestións económicas, como, por exemplo o desemprego. ([http://www.cis.es/cis/open/cm/ES/2\\_barometros/depositados.jsp](http://www.cis.es/cis/open/cm/ES/2_barometros/depositados.jsp)).

Ademais de realizar un esforzo informativo importante para comprender o significado da PEC-PCC, as campañas das administracións públicas serían unha ferramenta eficaz neste labor, a vinculación desta información co prezo é importante á hora de difundir o indicador e conseguir a súa comprensión, aceptación, e uso por parte dos consumidores.

Un cidadán preocupado polo medio, terá interese na información que inclúe a ecoetiqueta e preocuparase de buscala, polo que o envase pode ser un lugar axeitado para mostrala. Alguén inicialmente non interesado neste tipo de información, probablemente non realice esforzo algún neste sentido. Non obstante, consultará o prezo de cada produto que adquiere. Se nesta consulta, realizada en cada acto de compra, observa as emisións de CO<sub>2</sub> necesarias para obter cada produto, existe a posibilidade de que nalgún momento se pregunte que é o que está a observar e para que serve, inda que inicialmente non teña interese en dispoñer desta información. É certo que o coñecemento do indicador non garante que vaia incorporar a información que proporciona ás súas decisións de compra, pero o descoñecemento o evita con total seguridade.

Por outro lado, o proceso de ecoetiquetado deseñado por *Carbon Trust* parte da existencia dunha corporación interesada en incorporar información ambiental aos seus produtos, encargándose de organizar e dirixir a busca de información, tanto nas fases anteriores do ciclo de vida, coma nas posteriores. A existencia dun líder, normalmente a empresa que pon a marca ao produto, permite que este recolla toda a información do ciclo de vida e a incorpore á súa etiqueta.

O noso enfoque tamén é diferente neste punto. Consideramos que é importante poñer a disposición das empresas todos os medios necesarios para que estimen a súa PEC-PCC (información sobre o indicador e o seu funcionamento, un método de cálculo estandarizado e realizable, mecanismos de certificación e validación, normas sobre ecoetiquetado...). Realizada esta tarefa, as empresas interesadas poderán calculala e transmitila aos seus clientes ata chegar ao consumidor final.

Na medida que exista unha demanda real desta información ao final do ciclo de vida, irase estendendo cara a atrás, e as empresas terán incentivos para estimar a súa PEC-PCC, dispoñendo dos medios necesarios. Cada empresa estimará a súa pegada, trasladándoa á seguinte fase do ciclo de vida, ao mesmo tempo que establece relacións

comerciais, sen que sexa necesario o interese específico dun líder. O obxectivo a longo prazo é que todos os produtos dispoñibles nunha economía estean ecoetiquetados.

A vantaxe desta forma de proceder radica en que a información ambiental se transmite automaticamente en cada transacción, integrándose na dinámica dos mercados, o mecanismo de difusión. Se no ámbito da IPP, se destaca a necesidade de que o que o mercado absorba o desenvolvemento ambiental competitivamente, debendo fomentar os diferentes gobernos a innovación e a libre competencia (WGIP 2006, 9), o noso enfoque se axusta perfectamente a este requisito.

Debemos ter en conta que moitas compañías aínda non se decataron do potencial deste tipo de ferramenta. Na realización deste traballo, e noutros estudos onde nos diriximos a empresas para solicitar información para estimar a súa pegada (Carballo Penela e García-Negro, 2008ab; Carballo Penela et al., 2008b) constatamos un interese bastante baixo á hora de informar de cuestións ambientais, máis alá das esixencias da lexislación vixente. En bastantes casos, a pesar de que se ofreceu estimar a súa pegada sen ningún tipo de custo, máis, que o tempo necesario para subministrar a información necesaria, non existiu interese ningún neste indicador. De aí, que, polo momento, non existe a certeza de que un amplo número de empresas vaian estar dispostas a liderar este proceso, restrinxindo a aplicación e difusión do indicador.

Nos bens e servizos ecoetiquetados ata o momento por *Carbon Trust* participan compañías dun tamaño importante e cun grao de integración vertical elevado (PepsiCo, Boots, Tesco...) o que facilita o liderado do proceso e a recompilación da información.

Consideramos positivo que a posta en marcha do proceso de ecoetiquetado comece a partir de marcas recoñecidas polo consumidor e cunha ampla distribución, pois a información poderá chegar a máis persoas. Non obstante, cabe preguntarse se no ámbito de pequenas e medianas empresas emerxerán estes líderes, tendo en conta que o esforzo necesario debe ser maior, ao ser empresas cun grao de integración moito máis baixo, ademais de dispoñer de menos recursos económicos<sup>77</sup>. É máis, o posible desenvolve-

---

<sup>77</sup> O tamaño de cada compañía pode determinar os recursos dispoñibles para a xestión ambiental. As compañías de certo tamaño probablemente poidan permitirse *staff* que traballe especificamente en información ambiental, mentres que as pequenas non (Gonzalez-Benito e González-Benito, 2006).

mento futuro de lexislación que obrigue a asumir este tipo de etiquetaxe, evitaría a necesidade destes líderes.

Tanto nesta situación, coma nun contexto onde o ecoetiquetado sexa voluntario, as administracións públicas deben poñer en marcha as medidas oportunas para que pequenas e medianas empresas poidan estimar a súa pegada e ofrecer información ambiental dos seus produtos. A diferenciación sobre a base da PEC-PCC debe estar ao alcance de todos aqueles interesados en informar do seu desempeño ambiental. A nosa visión encaixaría totalmente cunha normativa deste tipo, onde as empresas simplemente deben estimar a PEC-PCC dos seus produtos e transmitila polas canles comerciais.

#### **Cuestión 4. Período de validez**

A ecoetiqueta terá un período de validez anual. A PEC-PCC calcúlase anualmente e abrangue períodos dun ano, ao igual que os estados contables. De aí que a folla de cálculo se actualice anualmente, sendo este o período de validez de cada ecoetiqueta. Dado que as pegadas unitarias se refiren ao exercicio anterior ao que se realizan os cálculos. O valor que mostra a ecoetiqueta dun ano determinado, recolle as emisións de CO<sub>2</sub> xeradas no ciclo de vida do ano anterior.

#### **4.2.3.8. Transmisión de información ao longo do ciclo de vida**

A inclusión da PEC-PCC na etiqueta de bens e servizos permite que o consumidor final utilice este medio para obter a información que o indicador ofrece.

A pegada final é consecuencia dos consumos realizados por todas as empresas que participan no ciclo de vida, sendo transmitida de empresa a empresa. Non obstante, nos niveis intermedios do ciclo de vida, non existe unha etiqueta que permita informar as diferentes empresas e organizacións da pegada dos produtos que adquire dun determinado provedor, debendo sinalarse cal é o medio a empregar para realizar ese labor<sup>78</sup>.

---

<sup>78</sup> Por exemplo, cando unha aceiría adquire aceiro semielaborado dunha siderurxia, non existe etiqueta ningunha que informe do seu prezo.

Ao igual que nas etiquetas dos bens de consumo, a pegada acompaña o prezo, consideramos que a PEC-PCC de cada produto debe acompañar o prezo en todas as fases do seu ciclo de vida, incluíndo as etapas de distribución. O prezo é a principal variable consultada á hora de decidir a compra dun ben, polo que a localización da pegada no mesmo lugar garante que estará accesible para o comprador.

No caso das fases intermedias do ciclo de vida, o prezo móstrase en diferentes documentos como facturas, albaráns, presupostos, contratos... Estes documentos son os que deberán incluír a PEC-PCC dos produtos aos que está referido o prezo, estimada pola empresa que xera a pegada<sup>79</sup>.

Así, a información da pegada estará dispoñible e poderá ser transmitida en todas as etapas do ciclo de vida, de modo que poderá ser tida en conta á hora de optar por un ou outro subministrador. A información pasa de fase en fase, ata chegar ao distribuidor final, que a incorpora á ecotiqueta ou calquera outro medio empregado para comunicar o prezo. Cada empresa utiliza a pegada unitaria que recibe da fase anterior, e non os valores unitarios que recolle a folla de cálculo, empregados só si se descoñece a pegada do subministrador. Posteriormente, estima a pegada dos seus produtos, e a transmite, ao mesmo tempo que se transmite a información económica<sup>80</sup>.

Debemos considerar dous contextos diferentes. O éxito do indicador sería maior se unha normativa (europea, estatal, autonómica...) obrigase empresas e organizacións a calcular a súa pegada e transmitila nos documentos económicos. Neste caso, o dito nas liñas anteriores funcionaría perfectamente, e cada empresa dispoñería da información da pegada dos bens e servizos que adquire, obtida da fase anterior do ciclo de vida.

En ausencia desta normativa, o cálculo da PEC-PCC sería voluntario. Neste caso, existe o problema de que se inicie o proceso de transmisión de información, pero nunha ou varias fases intermedias se interrompa a comunicación. Poderíase dar unha situación na que a información flúa ata o distribuidor final, pero este non estea interesado en

---

**79** Se existise algún modelo establecido para algún destes documentos, deberán establecer un lugar para incorporar a pegada de cada produto

**80** No caso de distribuidores, as pegadas unitarias que recolle a folla de cálculo deberán indicar información relativa á distancia percorrida entre os diferentes niveis de distribución, coa finalidade de mellorar a precisión dos cálculos.

informar da súa pegada nin da dos bens e servizos que adquire. No exemplo do ciclo de vida dunha conserva atún, un armador interesado neste indicador estimaría a súa pegada e comunicaría a aos seus clientes, neste caso, a empresa conserveira, na factura, albarán, ou calquera documento que recolla información do prezo. O conserveiro podería non estar interesado proporcionar información da súa pegada aos seus clientes, impedindo que a información flúa ata o consumidor final.

Neste caso, empregaríase a información que recolle a folla de cálculo, que inclúe unha pegada unitaria media dunha conserva de peixe. A seguinte fase do ciclo de vida, no noso caso, un restaurante, utilizaría as  $tCO_2/t$  de atún en conserva, que dende o MC3 se ofrece para, posteriormente, engadir a súa pegada e ecoetiquetar o produto.

O éxito do enfoque adoptado radica en que exista verdadeiro interese por informar da PEC-PCC. Non se trata só de ter unha maior ou menor sensibilidade a respecto do medio ambiente, senón de que as empresas e corporacións se decaten das vantaxes de proceder deste modo. Diminucións de custos ou o logro da diferenciación dos bens e servizos producidos son dúas cuestións importantes, ás que xa nos referimos en capítulos anteriores.

Se os clientes da empresa conserveira, ao mesmo tempo incentivados polos seus clientes, demandan información da pegada das conservas que adquiren, o primeiro, estaría obrigado a proporcionar esta información, simplemente porque o mercado o esixe. Neste sentido, a existencia de incentivos gobernamentais a aquelas empresas interesadas en calcular e difundir a seu PEC-PCC, sería fundamental para que o método despegue.

Outra opción posible de aplicación do método nun contexto de non obrigatoriedade, sen que se rompa a transmisión de información, pasaría porque varias empresas que con relacións comerciais e que abrangan o ciclo de vida dun determinado ben ou servizo, establezan acordos voluntarios para ecoetiquetar os seus bens do modo proposto, colaborando na redución da súa pegada e beneficiándose de, por exemplo, a diferenciación dos seus produtos.

### **4.2.3.9. Comité de estandarización e validación do esquema proposto**

As cuestións sinaladas anteriormente constitúen o desenvolvemento do método que nos

propuxeramos neste traballo. A maiores consideramos oportuno mencionar outros dous aspectos a ter en conta para a posta en marcha do MC3 nun contexto LCA: os mecanismos de estandarización e mantemento do método e a validación do esquema proposto.

Neste caso non se trata estritamente de cuestións metodolóxicas, polo que simplemente as introducimos, ofrecendo a nosa visión ao respecto. Por outro lado, tampouco temos a certeza de que este método vaia realmente ser aplicado, o que non impide que nos refiramos a elas, co afán de abarcar as principais cuestións relacionadas co seu desenvolvemento e posta en marcha.

Esta memoria de tese constitúe un primeiro desenvolvemento metodolóxico, ou un primeiro estándar do MC3 considerando o ciclo de vida de bens e servizos. A medida en que o método se comece a aplicar, será necesaria a creación dun comité de estandarización que se encargue de melloralo, dar solución aos problemas que vaian xurdindo, asesorar ás empresas interesadas en aplicalo, actualizar a folla de cálculo e as bases de datos asociadas...

Nun contexto onde, ben pola existencia de normativa que obrigue a estimar a PEC-PCC de acordo aos principios do MC3, ou ben porque exista unha iniciativa pública que fomenta, aínda que non obrigue, o cálculo do indicador, cabe pensar que un organismo público, similar ao *Carbon Trust* británico, se encargue deste labor. Este organismo poderíase encargarse da realización dos estudos piloto necesarios para poñer en marcha o método en colaboración con universidades e centros de investigación.

Dende outra perspectiva, se o método é comercializado e aplicado por aquelas empresas interesadas, a empresa que o comercialice deberá encargarse de elaborar os novos estándares, ademais de recompilar os resultados daquelas empresas que aplicasen o MC3.

Por outro lado, a fiabilidade do método dependerá de que os resultados obtidos se axusten ás propostas recollidas nos estándares. De aí que sexa necesario que entidades de certificación se encarguen de verificar que a información subministrada polas empresas cumpre os principios establecidos polo comité de estandarización, ademais da veracidade dos cálculos realizados. Neste sentido o procedemento sería similar ao que este tipo de empresas seguen para verificar o cumprimento dunha ISO, unha norma UNE...

#### 4.2.4. Discusión a respecto da aplicación do MC3 no contexto da LCA

A delimitación do ciclo considerando as empresas como unidades de referencia pode axustarse, en boa medida, ás recomendacións recollidas nas ISO especificamente relacionadas co LCA, as mencionadas ISO 14040 e 1044, ademais doutras como a ISO 1044, relativa á cuantificación de gases de efecto invernadoiro. En todo caso debe considerarse que se trata dunha análise simplificada, pois se consideran dúas categorías de impacto, alteración de superficie e cambio climático, e un único indicador.

##### 4.2.4.1. Puntos fortes

A definición de ciclo de vida realizada e o método de cálculo proposto favorecen a recollida da información, pois o ente subministrador abrangue unha fase completa do ciclo de vida. Noutras alternativas metodolóxicas, a información que cada empresa subministra é dividida en partes e asignada a diferentes etapas do ciclo de vida. Este feito supón un esforzo adicional, (identificación de procesos dentro de cada etapa, elaboración de mapas de proceso,...) necesario nos estudos de LCA convencionais, pero do que se pode prescindir dende a nosa perspectiva.

Por outro lado, os inventarios da fase de LCI adoitan ser complexos, incluíndo unha ampla variedade de substancias interrelacionadas en mapas de procesos dificilmente comprensibles<sup>81</sup>. A complexidade e o nivel de detalle esixidos, atrasan a actualización dos datos que inclúen, limitando a validez do inventario. Se ben esta información debe ser empregada para a elaboración de indicadores, nalgúns casos como a PEC-PCC, non se precisa ese tipo de información.

Desaparecen tamén determinados problemas asociados aos procesos, como o caso

---

**81** A modo de exemplo, dicir que o LCI elaborado pola Plataforma Europea de LCA (base de datos ELCD v 1.0.1; dispoñible en <http://lca.jrc.ec.europa.eu/lcainfohub/datasetArea.vm>) existen produtos como o nailon denominado PA 6 GF, o ciclo de vida dos cales inclúe 61 *inputs* diferentes. En xaneiro de 2009, os datos dispoñibles refírense ao ano 1996.

dos co produtos (*outputs* múltiples obtidos dun mesmo proceso)<sup>82</sup>. A consideración de empresas e organizacións evita a elaboración de mapas de proceso e balances de masa.

Igualmente, a identificación corporación-fase do ciclo de vida favorece a flexibilidade do método, permitindo a introdución de modificacións para adaptarse a variacións do ciclo de vida dun mesmo produto (por exemplo, ampliación ou redución do ciclo de vida en función da marca). Esta virtude permite, que a información flúa entre os axentes que participan no ciclo de vida de forma automática, sendo esta unha das principais fortalezas do método.

A información de PEC-PCC se transmite entre as empresas participantes de modo automático, ao igual que se transmite a información económica. A exposición teórica do método require a determinación das empresas que participan no ciclo de vida, se ben o funcionamento práctico permitirá que cada produto acumule a súa pegada fase a fase, ata chegar ao consumidor final, de modo que este obteña a información ambiental necesaria, sempre que as diferentes empresas con presenza no ciclo estean dispostas a transmitila.

Insistimos na cuestión da ausencia de límites. Existen numerosos consumos realizados dentro dunha organización que non están directamente relacionados co proceso de produción dun determinado material ou ben. Actividades como desprazamentos de empregados dentro da xornada laboral, limpeza de instalacións, consumos realizados polo persoal de administración xeran consumos de materiais e enerxía. Na nosa opinión, un LCA completo debe abranguer todas estas cuestións, pois, se as empresas non producen bens e servizos, estes consumos non existirían.

A análise proposta pon de manifesto os efectos no medio ambiente de prácticas económicas habituais como a externalización de actividades, ademais de cuestións re-

---

**82** Tal e como expuxemos no apartado 3.4.3, no caso do *Carbon Trust*, para cada proceso, ou actividade que xera pegada estímense os materiais empregados, estimando o consumo de enerxía por unidade de masa. Este labor resulta complexo, sobre todo nos casos nos que o número de procesos é elevado, aumentando a dificultade se dun mesmo proceso se obteñen máis dun produto. Por exemplo, o moído de trigo para obter fariña dá lugar, ademais da propia fariña, a restos de produto que se poden empregar como alimento para animais (*Carbon Trust*, 2008b).

lacionadas coa globalización da economía. A PEC-PCC estimada de acordo ao MC3 penaliza a adquisicións de bens para ser consumidos lonxe do lugar de aprovisionamento, sendo unha ferramenta que aporta información útil para ordenar o comercio internacional considerando cuestións relativas ao medio ambiente.

Finalmente, a consideración da pegada de todos os bens adquiridos por organizacións e empresas, independentemente de se son materias primas ou mercadorías, e o sistema de etiquetado proposto, posibilitan a redución da PEC-PCC mediante o consumo de bens de pegada baixa, o que abre novas vías na busca do desenvolvemento sustentable.

#### **4.2.4.2. Limitacións da análise**

O modo de considerar o ciclo de vida afástase, nalgúns casos, da utilización máis consolidada deste tipo de análise. A nosa proposta é menos minuciosa, e implica unha maior agregación. As actividades de cada organización non se descompoñen en procesos unitarios nos que se estuda con todo detalle o consumo de enerxía ou a cantidade de cada substancia implicada, para, despois do estudo de todos os procesos unitarios, determinar cantidade a enerxía, materiais necesarios,... para obter unha unidade dos bens producidos. En lugar de realizar esta cuantificación, recóllense todas as entradas de bens e servizos da organización estudada, asumindo que a súa existencia está sempre relacionada cos produtos obtidos: as empresas consumen para poder producir. A aplicación de intensidades enerxéticas e produtividades estimadas para bens e servizos coas mesmas características que os consumidos pola empresa estudada, permite obter o indicador desexado.

A precisión das intensidades enerxéticas empregadas é un dos principais problemas do MC3, inexistente na análise convencional, onde se traballa con datos primarios obtidos dos procesos produtivos de cada empresa. Non obstante, a nosa visión evita algúns obstáculos, (establecemento de criterios de corte, coprodutos,...) e outras cuestións que o LCA convencional debe afrontar, como xa sinalamos.

Os problemas de dobre contabilidade poden ser outra debilidade do método. Os

**Táboa 4.8.** Principais estándares relacionados coa PEC-PCC e incumprimentos sinalados no caso de estudar o ciclo de vida de bens e servizos considerando organizacións e empresas como unidades de referencia.

Estándar	Incumprimento
<b>Estándar 2.2.</b> O método aplicado debe deixar claro que a análise de pegada ecolóxica [...] analiza actividades, que poden ser actividades de produción ou consumo.	Non están claras qué actividades están asociadas cunha organización e cales non.
<b>Estándar 2.3.</b> Os límites da análise deben estar especificamente definidos e sen ambigüidades.	Na estimación da pegada dun produto ou actividades dunha organización, os límites do estudo poden non estar claramente definidos.
<b>Estándar 2.5 e 6.2.</b> Os estudos sinalan explicitamente como se evita a dobre contabilidade. O estándar 6.2 incide na non existencia de solapamentos nos compoñentes considerados.	Indícase que se incumpre este estándar, pois, no caso de organizacións existen solapamentos que propician que os inputs intermedios poden ser computados dúas veces.
<b>Estándar 2.6.</b> A valoración realizada contabiliza a demanda de recursos durante todo o seu ciclo de vida. Isto conséguese empregando datos apropiados obtidos da "Contabilidade de Pegada Nacional", ou empregando técnicas que consideren todos os impactos de todos os procesos cara a arriba (upstream) (por exemplo, datos de inventarios de LCA ou análise input-output)	Sínálase, a posibilidade de que a consideración de demandas intermedias impida abranguer o ciclo de vida completo dun produto. O incumprimento deste estándar evitaría o cumprimento do estándar 3.2, ao existir dobre contabilidade.
<b>Estándar 3.2.</b> O método aplicado a realidades subnacionais debe ser consistente coa "Contabilidade de Pegada Nacional", de modo que a suma das "pegadas subnacionais" (no noso caso, produtos), sexa igual á obtida para a realidade nacional estudada.	A existencia de dobre contabilidade ao longo da cadea de produción de bens e servizos evita que a suma da pegada de todas as empresas e organizacións dunha economía sexa igual que a pegada da economía no seu conxunto. Se hai dobre contabilidade dos consumos intermedios, debe identificarse que parte está contabilizada dúas veces.

**Fonte:** Elaboración propia a partir de GFN (2006b).

“Estándares de Pegada Ecolóxica”, elaborados por Global Footprint Network (GFN, 2006b) recollen unha boa síntese da incidencia deste tipo de problemas (Táboa 4.8). Estes estándares aínda non se pronuncian sobre o modo de estimar a pegada de organizacións e produtos<sup>83</sup>, se ben inclúen unha serie de recomendacións e requisitos que deben cumprir as alternativas metodolóxicas que estimen pegadas a diferentes niveis. Algúns establecen recomendacións a considerar, sinalando os principais problemas no caso de ciclos de vida de bens e servizos baseándose en cadeas de empresas. Na medida en que estes estándares realizan unha lista exhaustiva de cuestións a ter en conta neste ámbito, constitúen un bo *test* para calquera método de cálculo.

**83** O estándar número 4, “Estudos de produtos e organizacións” non foi elaborado no momento de redactar este texto.

### 4.2.4.3. Solucións ás limitacións sinaladas

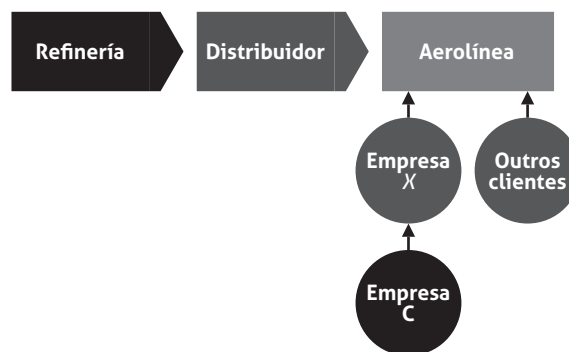
A continuación, expoñemos o modo en que o MC3 afronta as cuestións que recolle a Táboa 4.8.

#### Caso 1. Asignación da PEC-PCC a diferentes actividades

O estándar 2.2 de GFN menciona un posible problema relacionado coa asignación da pegada xerada por organizacións. De acordo a este estándar, son as accións dunha entidade (persoa, cidade, país) as que xeran demanda de superficie produtiva, polo que as organizacións *per se* non poden ser analizadas, “*pois non está claro que actividades están asociadas cunha organización e cales non*” (GFN 2006 b, 6).

Dende a nosa perspectiva, consideramos que as empresas e organizacións son entidades ao igual que persoas, cidades, ou países. Polo que non existe problema ningún en considerar a unha corporación unha entidade xeradora de pegada<sup>84</sup>. Igualmente, convén recordar a adopción do principio de “responsabilidade plena do consumidor”, ademais do modo de estimar a pegada dunha economía, tal e como se expuxo anteriormente. O caso que menciona o estándar 2.2 (Caso 1) é ilustrado na seguinte figura.

Figura 4.7. Esquema do Caso 1



Fonte: Elaboración propia.

<sup>84</sup> Isto non significa, como veremos, que a pegada empresas e organizacións sexa considerada para estimar a pegada dunha economía, estimada, dende a perspectiva do MC3 como a suma da pegada dos bens e servizos. As empresas e organizacións son os entes que calculan a pegada, trasladada aos seus produtos.

Pártese dunha refinería que produce queroseno, adquirido por un distribuidor que o comercializa entre os seus clientes, empresas e/ou particulares. Interésanos estudar que acontece se este distribuidor vende o combustible a unha aerolínea, onde un dos viaxeiros é un empregado dunha asesoría (a empresa “X”) que viaxa a prestar os seus servizos a outra empresa, denominada “C”. Propómonos detectar posibles casos de dobre contabilidade, aclarando a distribución da pegada. Asumimos que todas as transaccións económicas acontecen nun mesmo exercicio  $n$ <sup>85</sup>.

**Táboa 4.9.** Datos do Caso 1: Refinería, distribuidor e aerolínea

Concepto	Refinería	Distribuidor	Aerolínea
Produción (t)	100	100	70
Pegada unitaria adquirida (tCO <sub>2</sub> /)	-	10	15
Pegada total adquirida (tCO <sub>2</sub> )	-	1.000	1.050
Pegada total (tCO <sub>2</sub> )	1000	1.500	50.000
Pegada unitaria xerada (tCO <sub>2</sub> /)	10	15	-
Valor ecoetiqueta (tCO <sub>2</sub> /)	-	15	-
Valor ecoetiqueta (tCO <sub>2</sub> /'000€)			50

Fonte: Elaboración propia.

A refinería produce 100 t de queroseno, cunha pegada total de 1.000 tCO<sub>2</sub>. Polo tanto, cada tonelada de queroseno sae da refinería con 10 tCO<sub>2</sub> (Táboa 4.9). O seguinte nivel da cadea é un distribuidor, que adquire as 100 t de queroseno e as comercializa entre diferentes clientes.

A substitución de intensidades enerxéticas por pegadas unitarias implica que na folla de cálculo existirá un apartado onde se recolle a pegada unitaria do queroseno despois de cada fase do seu ciclo de vida, neste exemplo 10 tCO<sub>2</sub>/t, valor que aplicará o distribuidor.

<sup>85</sup> Posteriormente, analizaremos o funcionamento do método considerando varios exercicios económicos.

Dado que adquire todo o combustible da refinería, “apodérase” das 1.000 tCO<sub>2</sub><sup>86</sup>. Se os consumos que realiza e os residuos xerados producen 500 tCO<sub>2</sub> máis, a pegada total do distribuidor ascendería a 1.500 tCO<sub>2</sub>. Esta empresa límitase a comprar e vender queroseno, polo que a produción entre a que se reparte esta pegada son as 100 t que adquire, resultando que a PEC-PCC dunha tonelada de queroseno unha vez que sae do distribuidor é de 15 tCO<sub>2</sub>/t.

Ao non existir máis intermediarios, os adquirentes do combustible non engaden pegada adicional, polo que o ciclo de vida finaliza nese momento, recollendo a ecoetiqueta do queroseno un valor de 15 tCO<sub>2</sub>/t.

Unha parte do combustible (70 t) véndese a unha aerolínea, que adquire a pegada que incorpora o queroseno. Trátase dunha empresa, polo que esta pegada aínda non se considera na pegada da economía dese ano<sup>87</sup>. A aerolínea adquire 1.050 tCO<sub>2</sub><sup>88</sup>. Se o resto dos seus consumos supoñen unha pegada de 48.950 tCO<sub>2</sub>, a súa pegada total no ano estudado alcanzaría as 50.000 tCO<sub>2</sub>.

Esta empresa ten diversas alternativas, non excluíntes, para reducir a súa pegada en exercicios futuros:

1. Reducir a cantidade de recursos consumidos e/ou os residuos xerados;
2. Elixir bens e servizos con menor pegada. Neste caso, a estratexia funcionaría mesmo mantendo o consumo existente. A seu PEC-PCC total obteríase multiplicando a pegada unitaria de cada produto pola cantidade consumida, polo que reducións da pegada unitaria, o prezo ecolóxico do ben, implican unha menor PEC-PCC. Se un provedor alternativo subministra queroseno que incorpora 10 tCO<sub>2</sub>/t, a adquisición de 70 t de comestible supoñería 700 tCO<sub>2</sub>, un 33% menos que a compra realizada.
3. Investir en contrapegada.

A aerolínea non participa en ciclo de vida do queroseno, pero realiza un servizo que debe ser ecoetiquetado. A elaboración da ecoetiqueta realizaríase relacionado as tone-

---

**86** Resultado de multiplicar as 100 t de queroseno adquiridas pola pegada unitaria de 10 tCO<sub>2</sub>/t.

**87** As 30 toneladas que non vende o distribuidor, tampouco, ao non ser distribuídas.

**88** Resultado de multiplicar 70 t de queroseno por 15 tCO<sub>2</sub>/t.

ladas de CO<sub>2</sub> e a facturación da empresa. Asumindo unha facturación de 1 millón de euros no exercicio estudado, obteríamos 50 tCO<sub>2</sub>/’000€<sup>89</sup>.

Unha parte dos viaxeiros desta empresa no ano *n* son traballadores da empresa “X”. A pegada asociada ás viaxes en avión móstrase na folla de cálculo, nunha categoría de produto denominada “Avión”, e situada no primeiro epígrafe, no capítulo relativo aos combustibles.

Se o gasto das viaxes en avión de “X” ascende a 10.000 €, a PCC correspondente alcanza 500 tCO<sub>2</sub><sup>90</sup>. Considerando que o resto de actividades xeran 1.500 tCO<sub>2</sub> a maiores, a pegada é de 2.000 tCO<sub>2</sub>. Asumindo unha facturación de, 50.000 €, resultan 40 tCO<sub>2</sub>/’000€. (Táboa 4.10).

**Táboa 4.10.** Datos do Caso 1: Empresa “X”

Concepto	Empresa “X”
Gasto en viaxes en avión (’000 €)	10
Pegada unitaria aerolínea (tCO <sub>2</sub> /’000€)	50
Pegada servizos “Avión” (tCO <sub>2</sub> )	500
Pegada resto actividades (tCO <sub>2</sub> )	1.500
Pegada total (tCO <sub>2</sub> )	2.000
Facturación (’000 €)	50
Pegada unitaria (tCO <sub>2</sub> /’000€)	40

Fonte: Elaboración propia.

Unha das viaxes en avión de “X” xorde porque a empresa “C”, contratou os servizos de asesoría que presta “X”. Esta empresa cobra a “C” 1.000 €, polo que a pegada a de “C”

<sup>89</sup> Resultado de dividir a PCC da empresa, 50.000 tCO<sub>2</sub> entre a facturación en miles de euros (1.000 ‘000€) Outra opción sería incluír unha ou varias variables adicionais, relacionadas coa actividade da empresa, como o número de pasaxeiros ou os km recorrido. Neste caso, a pegada expresaría-se en termos de tCO<sub>2</sub>/’000pasaxeiros/’000km.

<sup>90</sup> O produto de 10 ‘000€ por 50 tCO<sub>2</sub>/t.

por este servizo ascendería a 40 tCO<sub>2</sub><sup>91</sup>. Se o resto de consumos xeran 2.960 tCO<sub>2</sub>, a pegada total de “C” ascendería a 3.000 tCO<sub>2</sub>. Considerando unha facturación de 30.000 €, a pegada unitaria resultante é de 100 tCO<sub>2</sub>/’000€, valor que figuraría na ecotiqueta dos servizos desta empresa (Táboa 4.11).

**Táboa 4.11.** Datos do Caso 1: Empresa “C”

Concepto	Empresa C
Gasto en empresa “X” (’000 €)	1
Pegada unitaria asesorías (tCO <sub>2</sub> /’000€)	40
Pegada servizos “Asesoría” (tCO <sub>2</sub> )	40
Pegada resto actividades (tCO <sub>2</sub> )	2.960
Pegada total (tCO <sub>2</sub> )	3.000
Facturación (’000 €)	30
Pegada unitaria (tCO <sub>2</sub> /000€)	100

Fonte: Elaboración propia.

Este caso nos permite resaltar a importancia de dúas cuestións: o momento de ecoetiquetado e o rexistro da pegada dos produtos de cada empresa na pegada da economía.

A finalización do ciclo de vida e o ecoetiquetado do queroseno prodúcese no momento en que o distribuidor vende o queroseno, tal e como sinalamos, sen que isto xere ningún maior problema.

Con respecto ao cómputo da PEC-PCC dos bens e servizos presentes neste caso, existen diferentes particularidades. A parte da pegada da aerolínea que adquire “X” non se rexistra no exercicio no que transcorre o exemplo, pois é adquirida por unha empresa de servizos, cuxa pegada se ten en conta ao estimar a pegada da economía. Si se computa a pegada da aerolínea adquirida por “X”, existiría dobre contabilidade pois

91 Resultado de multiplicar 1 ’000€ por 40 tCO<sub>2</sub>/t.

estaría incorporada na pegada desta empresa que, nalgún momento, afloraría na economía. Ao agregar a pegada de bens e servizos dun país, rexión... só se debe rexistrar en cada exercicio a parte da pegada da aerolínea, e calquera empresa, adquirida por consumidores que non producen nin bens nin servizos (Premisa 3).

Na mesma situación estaría “X” con respecto a “C”, non debendo rexistrarse a pegada que transmite a esta empresa, pois existiría dobre contabilidade no momento que se contabilice a pegada de “C”.

O reparto da pegada entre empresas e, polo tanto, a responsabilidade, realízase no momento en que se adquire un ben doutra empresa ou se recibe un servizo. A consideración da pegada dun produto para estimar a pegada dos habitantes dun territorio realízase no exercicio no que o ben ou servizo é adquirido por un consumidor que non produce bens nin servizos. Deste modo, non existen dúbidas de quen é o propietario da pegada dun produto en cada momento, sen incorrer en problemas de dobre contabilidade.

## **Caso 2. Límites pouco claros**

O estándar 2.3 sinala que aplicación da análise de pegada ecolóxica a organizacións implica a existencia de límites que non están claramente definidos. No caso do MC3, a aplicación dun criterio baseado na propiedade dos bens adquiridos, reduce as ambigüidades sinaladas, de modo que cada empresa ou organización recolle o consumo de recursos e enerxía que figuran nas súas contas contables, ademais da xeración de refugалlos realizada con medios da súa propiedade.

## **Caso 3. Dobre contabilidade**

### **Caso 3.1. Dobre contabilidade cara adiante**

Os estándares 2.5, 2.6 e 6.2 recollen problemas derivados da dobre contabilización de *inputs* intermedios. Sinálase que, por exemplo, a fariña empregada para producir pan está recollida no fabricante de fariña e na panadería que a adquire a. Este caso tería

relevancia si se agregan as pegadas das dúas empresas, a produtora de fariña e a panadería, cousa que non ten sentido desde a perspectiva do MC3. Si se trata de agregar pegadas coa finalidade de estimar a pegada final dunha economía, o modo de proceder e a partir da suma das pegadas de bens e servizos e non de organizacións e empresas.

A utilidade da PEC-PCC de corporacións reside no subministro de información do seu desempeño medioambiental, sendo a base para poñer en marcha accións para reducir a súa pegada, ademais de ofrecer información medioambiental ás partes interesadas. É tamén empregada na estimación de pegadas unitarias empregadas na análise do ciclo de vida de bens e servizos.

Desde a perspectiva do MC3, ten sentido que a pegada do panadeiro recolla a pegada que incorpora a fariña, ao igual que se recolle á do resto de consumos que interveñen na elaboración do pan, pois nunca se suma a pegada de diferentes corporacións.

### **Caso 3.2. Relacións intersectoriais múltiples**

Máis problemática é a consideración de ciclos de vida con relacións intersectoriais múltiples e considerando un horizonte temporal que abrangue varios anos. O estándar 3.2 menciona un caso un exemplo onde un produtor de aceiro usa camións construídos empregando aceiro obtido a partir de mineral transportado por camións que empregan fuel extraído usando perforadoras de aceiro.

Simplificamos o caso, tal e como expoñemos a continuación, centrándonos nas transaccións entre a siderurxia e a fábrica de camións. A explicación é máis sinxela, xurdindo os mesmos problemas que expoñen os estándares.

Na exposición do caso, ofrecemos información da pegada de cada empresa no período estudado. Asumimos que cada participante no exemplo produce un único ben, mineral de ferro no caso da mina, aceiro na siderurxia e camións e perforadoras na fabrica de camións e perforadoras. A adquisición da PCC incorporada nunha tonelada dun determinado produto (aceiro, camións...) realízase aplicando as pegada unitarias ( $tCO_2/t$ ) correspondentes ao ano anterior. Os valores de 2007 constitúen o punto de partida do exemplo, explicando, a continuación, como se obteñen os de 2008 (Táboa 4.12).

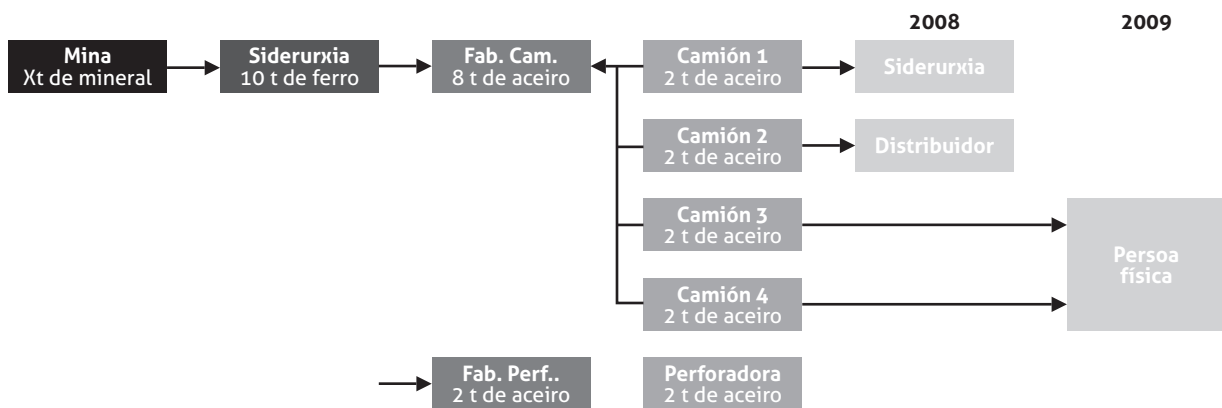
Táboa 4.12. Datos do Caso 2: PCC e PCC/t

Ano	Mina		Siderurxia		Fáb. de camiões	
	tCO <sub>2</sub>	tCO <sub>2</sub> /t	tCO <sub>2</sub>	PCC/t	PCC	tCO <sub>2</sub> /t
2007	80	4	60	10	224	28
2008	60	10	120	12	300	30

Fonte: Elaboración propia.

Comezamos a análise no exercicio 2008 (Figura 4.8). A siderurxia adquire 10 t de ferro á mina. A pegada dunha tonelada de ferro en 2007 é de 4 tCO<sub>2</sub>/t, derivadas do consumo de electricidade, combustibles, materiais e calquera *input* empregado para obter o mineral. A pegada que a siderurxia incorpora ao ferro adquirido é, por tanto, de 40 tCO<sub>2</sub><sup>92</sup>.

Figura 4.8. Principais transaccións no caso exposto



Fonte: Elaboración propia.

Se o resto de consumos desta siderurxia (electricidade, combustibles...) ascende a 80 tCO<sub>2</sub>, a pegada total dese ano sería de 120 tCO<sub>2</sub>. Supoñemos que o ferro adquirido permite obter no mesmo 2008 a cantidade de 10 t de aceiro, o que significa unha pegada unitaria do aceiro en 2008 de 12 tCO<sub>2</sub>/t<sup>93</sup>, aplicada o exercicio seguinte. Debemos

<sup>92</sup> Resultado obtido multiplicando 4 tCO<sub>2</sub>/t polas 10 t de aceiro adquiridas.

<sup>93</sup> Obtida dividindo 120 tCO<sub>2</sub> polas 10 t de aceiro producidas.

ter en conta que durante o 2008 se emprega a pegada do ano anterior, pois a do ano actual non se comeza a calcular ata que remate ese exercicio.

Neste exemplo, unha fábrica de perforadoras compra 2t de aceiro, o que, considerando unha pegada unitaria de  $10 \text{ tCO}_2/\text{t}$ , implica a adquisición de  $20 \text{ tCO}_2$ , que se deben engadir á pegada derivada doutro tipo de consumos. Con esa cantidade de aceiro prodúcese unha perforadora.

As restantes 8 t de aceiro son adquiridas por unha fábrica camiões que, considerando a pegada unitaria de  $10 \text{ tCO}_2/\text{t}$ <sup>94</sup>, incorpora á súa PCC  $80 \text{ tCO}_2$ <sup>95</sup>. Ademais, a produción de camiões implica o uso doutros materiais (pneumáticos, téxtiles...), cuxa pegada total asumimos que ascende a  $220 \text{ tCO}_2$ . Así, PCC desta fábrica acada en 2008 as  $300 \text{ tCO}_2$ . Ese ano, se producen 4 camiões, que incorporan 2 t de aceiro cada un. Se o peso total de cada vehículo é de 2,5t, a produción desta empresa é de 10 t, o que implica que cada camión ten en 2008 una pegada de  $30 \text{ tCO}_2/\text{t}$ <sup>96</sup>. Como a PCC da fábrica de camiões en 2007 é de  $28 \text{ tCO}_2/\text{t de camión}$ , este é o valor aplicado por aquel que adquira cada automóbil desta empresa en 2008.

Supoñemos que 2 camiões son vendidos en 2008, mentres que os outros dous permanecen na fábrica de camiões. Un camión é comprado por un comerciante de alimentos polo miúdo, mentres que outro, pola propia empresa siderúrxica.

A compra do camión implica que o comerciante incorpora á súa pegada de 2008 a cantidade de  $70 \text{ tCO}_2$ <sup>97</sup>. Se o resto de bens e servizos adquiridos por esa empresa xera  $330 \text{ tCO}_2$ , a PCC é de  $400 \text{ tCO}_2$ .

A adquisición do camión pola siderúrxica implica, igualmente, unha pegada de  $70 \text{ tCO}_2$  realizándose esta en 2008. Anteriormente, apuntamos que a PCC total da empresa nese ano ascendía a  $120 \text{ tCO}_2$ , das que 40 orixinábanse debido ao consumo de mineral de ferro, e  $80 \text{ tCO}_2$ , pola adquisición doutros bens. Neses bens está incluído o camión, pois foi adquirido en 2008<sup>98</sup>.

---

94 A pegada da siderurxia en 2007.

95 Resultado de multiplicar 8 t de aceiro por  $10 \text{ tCO}_2/\text{t}$ .

96 Obtidas dividindo a PCC da empresa, polas toneladas de produto obtidas ( $300 \text{ tCO}_2/10 \text{ t}$ ).

97 Resultado de multiplicar  $28 \text{ tCO}_2/\text{t}$  por 2,5 t que pesa o camión.

98 Debemos ter en conta que o cálculo da pegada realízase a final de cada exercicio, cando se coñecen todas

En canto aos camións non vendidos en 2008, son adquiridos en 2009 por unha persoa física.

Nun caso coma este, onde existen distintos exercicios económicos, diferentes bens, valorados con diferentes pegadas unitarias en función do ano no que se comercialicen e non linealidade, no sentido de que os bens producidos por un sector poden ser adquiridos por un subministrador deste, resulta complexo detectar a dobre contabilidade.

Para esta labor, partimos do produto que orixinou o ciclo de vida, o mineral de ferro. Supoñemos que as transaccións descritas son as únicas que se realizan nesta economía, estudando si, considerando o período completo, se recolle varias veces a pegada do mineral de ferro na pegada da economía.

As transacción en termos reais son as que recolle a Figura 4.8. A siderurxia adquiriu 10 t de ferro, as transformou en 10 t de aceiro e as vendeu. Dúas toneladas de aceiro, e por tanto, 2 t de ferro, foron adquiridas por unha fábrica de perforadoras.

As 8 t restantes foron compradas por unha fábrica de camións, coas que fabricou 4 vehículos, cada un dos cales incorpora 2 t de aceiro e, por tanto dúas de ferro, baixo a asunción irreal de que cunha tonelada de ferro se obtén 1 t de aceiro. Ao finalizar 2008, a propia fábrica mantén 2 camións, mentres que un foi vendido á un distribuidor de alimentos e outro á siderurxia.

De acordo á Premisa 3<sup>99</sup>, no ano 2008 a pegada do mineral de ferro non aflorou á economía, pois isto acontece cando os bens son adquiridos por consumidores que non venden bens nin servizos e, por tanto, non transmiten pegada. As dúas toneladas de ferro das que é propietario o comerciante polo miúdo, están na pegada desa empresa de 2008, empregada para a elaboración da pegada unitaria dese ano, que se aplicará aos bens que vendan en 2009. É dicir cada ben comercializado no exercicio 2009 por esta empresa, levará incorporada unha parte das dúas toneladas de ferro que recolle a pegada do camiión que comprou<sup>100</sup>.

No resto dos casos, a información dispoñible non permite saber en que momento

---

as compras da empresa.

**99** Exposta no apartado 4.2.3.

**100** A pegada do camiión irá aflorando pouco a pouco á economía, pois ao amortizarse o camiión, a súa pegada total repártese entre o número de anos de vida útil.

aflorarán á economía. A perforadora será vendida, polo menos en teoría, a empresas que producen bens e servizos. Imaxinemos que se vende a unha empresa de petróleo, cuxo petróleo cru e adquirido por unha refinería, que o transforma en gasolina e o vende a unha gasoleira. Cada litro de gasolina vendido, no ano que sexa, incorporará unha parte da pegada do mineral de ferro que estaba na perforadora. Como os adquirentes da gasolina a consumen, sen transmitir pegada, a PEC-PCC do mineral de ferro só aflora á economía esa vez.

Do mesmo modo, a pegada das 4 t de mineral de ferro incorporado nos dous camións que non foron vendidos en 2008, adquiridos en 2009 por unha persoa física, comeza a aflorar á economía ese último ano. Igualmente, a PEC-PCC do mineral de ferro incorporado no camión adquirido pola propia siderurxia, aflorará cando vaia a parar a unha empresa cuxos clientes non comercialicen bens nin servizos. Polo tanto, de acordo ao MC3, a PEC-PCC vaise acumulando en cada fase do ciclo de vida ata chegar a un punto no que se para a transmisión, sen que exista dobre contabilidade.

A dobre contabilidade non se evita no caso de que unha empresa adquira un produto que incorpore materiais producidos por el mesmo, tal e como acontece no caso do camión que adquire a siderurxia en 2008. Neste caso, o erro non se produce porque un ben ou, unha parte, se recolla dúas veces ao estimar a pegada da economía, senón que se produce nas fases intermedias do ciclo de vida.

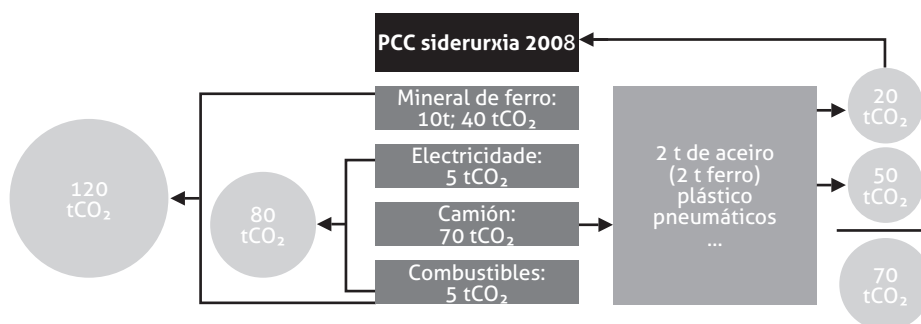
O horizonte temporal empregado na análise de pegada ecolóxica adoita ser dun ano, tempo suficiente para que unha empresa produza un ben ou unha materia prima, empregada por outra para producir bens que logo adquire a primeira. Este *feedback*, sucede, no exemplo exposto, entre a empresa siderúrxica e a fábrica de camións, tal e como amosa a Figura 4.9.

Na exposición do caso dividimos a PCC da siderurxia en dúas partes: 40 tCO<sub>2</sub>, derivadas da adquisición de 10 t mineral de ferro e 80 tCO<sub>2</sub>, procedentes do resto de adquisicións da empresa, neste caso electricidade, combustibles e a adquisición dun camión.

Ese vehículo foi producido con aceiro da propia siderurxia. A produción das 2 t de aceiro que incorpora o camión, precisou da emisión de 20 tCO<sub>2</sub>, pois foron valoradas

cunha pegada de  $10 \text{ tCO}_2/\text{t}$ <sup>101</sup>. Esas  $20 \text{ tCO}_2$  proceden do mineral de ferro, electricidade, e combustibles polo que están recollidas dúas veces, unha primeira ao recoller as emisións necesarias para producir o aceiro e unha segunda, ao rexistralas de novo na compra do camiión. Así, se sobredimensiona a PCC da empresa e, polo tanto, a pegada unitaria obtida a partir dela<sup>102</sup>. No caso de que o camiión fora adquirido en 2009, a pegada da siderurxia en 2008 sería correcta, se ben o problema se trasladaría 2009.

Figura 4.9. Dobre contabilidade na empresa siderúrxica



Fonte: Elaboración propia

A Premisa 3 evita unha boa parte dos problemas existentes ao estimar a pegada dunha economía. Tal e como se expuxo no caso 1, a pegada xerada na produción dun ben, a pesares de que estea presente en produtos de empresas diferentes das que o adquiriron inicialmente, só se reflicte no momento en que o ben é adquirido por alguén que non vai a efectuar transmisións a outros axentes<sup>103</sup>. Non obstante, si existiría dobre contabilidade se o ben adquirido incorpora a pegada de bens producidos pola propia empresa adquirente ou, noutras palabras, de o ben volve para atrás na cadea.

A relevancia deste problema pode ser contextualizada a diferentes niveis. Á hora de

<sup>101</sup> A pegada unitaria da siderurxia en 2007.

<sup>102</sup> Realmente, a cantidade contabilizada dobremente e a parte das  $20 \text{ t}$  de  $\text{CO}_2$  amortizada en 2008, polo que o erro é menor.

<sup>103</sup> Sería o caso do queroseno, presente non só na pegada da aerolínea que o adquire, senón, na da empresa "X" e "C".

estimar a PEC-PCC de empresas illadamente, non existe información do ciclo de vida, polo que descoñécese se o ben adquirido incorpora a pegada de bens producidos pola empresa adquirente do ben anteriormente consumido. A pegada estímase a partir de pegadas unitarias medias relativas a ciclos de vida de diferentes bens coas mesmas características, diluíndose as posibles distorsións nun ciclo de vida concreto ao estimar valores medios.

No caso do estudo da PEC-PCC de bens e servizos considerando o seu ciclo de vida, a importancia do problema dependerá da existencia deste tipo de procesos *feedback* no ciclo de vida estudado. En ciclos de vida curtos, podemos considerar que a relevancia non é significativa. En ciclos de vida máis longos, onde existan moitas relacións sectoriais o erro pode ser maior. Neste caso, cabe a posibilidade de corrixilo, unha vez que se identifique. A realización de correccións sistemáticas, de modo que cada empresa desconte a pegada propia que incorporan os bens adquiridos é unha cuestión a investigar<sup>104</sup>.

Por outro lado, o erro non inflúe á hora de comparar a pegada de bens cun mesmo ciclo de vida ou moi parecido, pois inda que o valor absoluto que reflecta a ecoetiqueta non sexa de todo preciso, o erro será o mesmo en tódolos casos.

En canto á estimación da pegada dunha economía como suma da pegada dos bens producidos, resulta máis difícil detectar e eliminar os erros cometidos. Esta labor é complexa, independentemente do método empregado. As técnicas *input-output* evitan con certeza os problemas de dobre contabilidade, se ben presentan outros, como a estimación das relacións sectoriais en base a táboas monetarias e non físicas.

---

**104** A globalización da economía implica que as empresas adquiren bens e servizos procedentes de calquera parte do mundo. Por un lado, isto dificulta a identificación deste tipo de erros. Por outro, reduce a posibilidade de que unha empresa adquira bens que incorporen materias producidos por ela mesma.

---

## **CAPÍTULO 5.**

# **ESTIMACIÓN DA PEC-PCC DUNHA CONSERVA DE MEXILLÓN EN GALICIA**

### **5.1. CUESTIÓNS PREVIAS Á ESTIMACIÓN DA PEC-PCC**

#### **5.1.1. Sobre a elección do ciclo de vida estudado**

A aplicación do MC3 ao ciclo de vida ao mexillón en conserva obedece a unha dobre finalidade. En primeiro lugar, búscase ilustrar cun caso práctico a explicación teórica do método neste contexto, tentando aclarar o exposto Capítulo 4 deste traballo. A consideración dun ciclo de vida específico e completo é o mellor modo de comprender o funcionamento do MC3 e as súas características.

En segundo lugar, a posta en marcha do método elixido permitiranos detectar problemas prácticos que xurdan na aplicación do MC3, non sempre facilmente detectables mediante unha análise teórica. Tendo en conta estas premisas, tratamos de elixir unha cadea de empresas real, no sentido de que, os participantes manteñen relacións comerciais, demostrando a viabilidade práctica do método.

Existen varias razóns que xustifican que centremos o noso traballo no ciclo de vida do mexillón en conserva. O primeiro, coñecemento deste sector do Grupo de Investigación de Economía Pesqueira e Recursos Naturais da Universidade de Santiago. O estudo da produción e comercialización de mexillón foi obxecto de varios proxectos de investigación e unha tese de doutoramento, polo que o acervo acumulado neste campo é importante, e está dispoñible para esta investigación.

En segundo lugar, tivemos en conta a importancia do sector miticultor na economía de moitos concellos costeiros de Galicia e a necesidade de desenvolver ferramentas que permitan a valoración do produto comercializado.

Por outro lado, tratouse de que o ciclo de vida considerado constase de fases suficientes para ilustrar cuestións nas que se incidiu na explicación teórica do método, como, por exemplo, o papel dos distribuidores.

Esta última premisa foi tida en conta para elixir un ciclo de vida dunha marca de mexillón en conserva. As fases do ciclo de vida do mexillón fresco inclúen habitualmente á produción, depuración e diferentes tipos de distribuidores. No caso da conserva, engádesse empresas transformadoras, cocedoiros e a propia conserveira, que enriquecen a análise ao engadir cuestións non presentes no ciclo de vida do mexillón fresco. Así mesmo, a inclusión de transformadores achega o ciclo de vida elixido a un ciclo de vida convencional, coas habituais fases de extracción de materias primas, transformación e distribución, no presentes na comercialización do mexillón en fresco<sup>1</sup>.

Unha vez decidido o ciclo de vida a estudar, contactamos inicialmente con 10 empresas conserveiras situadas en Galicia. Realizamos diferentes entrevistas, principalmente con responsables da área de comercialización destas empresas, expoñendo as cuestións fundamentais relacionadas coa análise de PE, a PEC-PCC, as características do noso proxecto, e o significado da súa participación nel, principalmente, o subministro de información contable, ademais de colaboración para involucrar aos seus subministradores e clientes. Só dúas se amosaron interesadas inicialmente, das que, finalmente, unha retirou o seu interese, ao non estar convencida da utilidade a curto prazo do traballo.

No outro caso, conservas *Bernardo Alfageme S.A.*, comprobamos que existía verdadeiro interese en colaborar, sendo a empresa elixida. Coa axuda de representantes desta empresa, comezouse a busca do resto de participantes. O requisito a cumprir é que foran subministradores ou clientes de *Bernardo Alfageme S.A.*, o que dá sentido ao ciclo de vida desde unha perspectiva de cadea de empresas. O noso obxectivo inicial era involucrar a un produtor de mexillón, un cocedoiro, a propia conserveira, un comerciante por xunto e un comerciante polo miúdo. De este modo, abrangueríase unha tipoloxía de participantes ampla, habitualmente presente no ciclo de vida de bens e servizos.

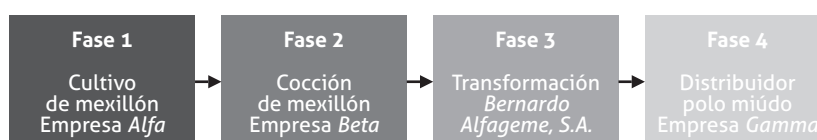
Sen embargo, houbo dificultades para atopar un comerciante por xunto disposto a participar, o que nos obrigou a excluír esta fase do ciclo de vida. Esta eliminación foi solucionada incluíndo no estudo un comerciante polo miúdo que compra mexillón di-

---

**1** Lembrar que no noso caso, excluímos as fases de uso polo consumidor, reciclaxe e eliminación, consideradas desde unha perspectiva do ciclo de vida que adopte unha cobertura *cradle to grave*.

rectamente á conserveira e o distribúe polo miúdo<sup>2</sup>. O ciclo de vida estudado consta, por tanto, de catro fases, relativas ao cultivo (empresa *Alfa*), cocción (empresa *Beta*), transformación (conservas *Bernardo Alfageme S.A.*) e distribución polo miúdo de mexillón (empresa *Gamma*). Noutros termos, un produtor de mexillón ou bateiro, un coceiro de mexillón, unha empresa conserveira e unha superficie comercial de pequena dimensión.

**Figura 5.1.** O ciclo de vida estudado



Fonte: Elaboración propia.

Trátase dun ciclo de vida simplificado, no sentido de que se asume que cada empresa compra todo o mexillón á situada na fase anterior. Na realidade, cada participante pode ter diferentes subministradores dun mesmo produto, de modo que o ciclo de vida estudado non sería unha “liña de empresas”, tal e como expoñemos, senón unha rede.

En todo caso, a alternativa elixida permítenos cumprir o obxectivo de aplicar o MC3 neste contexto o que, como veremos, enriquece notablemente a análise. Desde unha perspectiva estritamente didáctica, a simplicidade é unha virtude, pois facilita a explicación do método, cuxa aplicación non cambia si se consideran varios subministradores en cada fase.

### 5.1.2. Características das empresas estudadas e os seus procesos produtivos

A descrición das empresas estudadas ten como obxecto proporcionar información que permita unha mellor interpretación dos resultados obtidos. Trátase, principalmente, de

<sup>2</sup> Esta empresa constaría no epígrafe 522 “Comercio al por menor de alimentos, bebidas, y tabaco en establecimientos especializados” da Clasificación Nacional de Actividades Económicas (CNAE).

aportar información relativa aos diferentes procesos produtivos, que poida ser útil á hora de interpretar os valores que amose a PEC-PCC.

#### **5.1.2.1. O cultivo de mexillón**

A produción de mexillón en batea consta de catro fases ben diferenciadas:

- 1. Obtención da cría.** O cultivo comeza coa recolección de mexillóns pequenos (entre 0,25 mm e 2 cm.), denominados mexilla, ben nas zonas rochosas ou tamén mediante colectores artificiais que se colocan nas propias balsas de cultivo.
- 2. Colocación da cría nas cordas.** A cría e, no seu momento, o mexillón procedente do desdobre, colócase a man e con maquinaria especial ao longo das cordas de nailon, rodeándose dunha rede fina de algodón, que suxeita ao bivalvo ata que produce uns filamentos denominados “biso” cos que se agarra á corda. En cada corda pódense colocar de 14 a 15 kg de cría e cada 30-40 cm. insírense barras de plástico ou madeira (palillos) de 20 ou 30 cm. para evitar que cando a cría medre se desprenda polo seu propio peso. Finalmente, as cordas cólganse da batea empregando unha corda máis pequena denominada “rabiza”.
- 3. Desdobre ou control do número de exemplares.** Despois duns seis meses, a cría ocupa demasiado espazo como para poder permanecer suxeita na corda sen desprenderse, procedendo á fase de desdobre, que adoita comezar no verán, podendo prolongarse ata ben entrado o outono. Nela, o mexillón novo colócase noutras cordas, onde dispón de espazo para seguir medrando.
- 4. Engorde e colleita.** O crecemento de mexillón nas rías galegas é moi rápido, podendo acadar a talla comercial nun ano. A temporada principal de colleita é de outubro a marzo, cando o mexillón está próximo a reproducirse e o seu peso é maior. Sen embargo, o mexillón pode recollerse todo o ano, xa que a produción se realiza de forma que se manteñen simultaneamente cordas de cría, engorde e colleita.

O produtor de mexillón (bateeiro), dispón dunha embarcación especial para realizar as tarefas de cultivo. O equipamento co que está dotada a embarcación pode variar notablemente, existindo desde pequenos barcos de madeira, sen máis equipo cun guin-

dastre hidráulico, ata modernos buques de casco de poliéster cunha ampla gama de maquinaria a bordo (encordadora, debulladora...) que automatizan as tarefas desempeñadas ao longo do ano. A tipoloxía é tan diversa que existen bateiros que simplemente cunha pequena lancha ou gamela para desprazarse á batea e unha grúa fixa situada na área central do entramado de vigas e puntais realizan o seu labor.

Ademais das propias tarefas de cultivo, ao longo do ano realízanse diferentes traballos de mantemento da batea, tales como a reparación e substitución de puntais e vigas que puideran estar danadas, limpeza das cordas, reparacións da embarcación... De aí que a maioría de actividades se realicen no mar.

A empresa *Alfa* conta cun inmovible en terra onde se sitúan as súas oficinas, ademais das de outras empresas coas que comparte local. No ano 2007 conta con catro embarcacións, para atender un total de 85 bateas de mexillón.

### 5.1.2.2. O proceso de cocción de mexillón

A empresa *Beta* dedícase á compra de mexillón, que é comercializado a empresas conserveiras e distribuidores de alimentos, unha vez que é cocido e ou refrixerado. *Beta* conta cunha nave situada á beira do mar, na Ría de Arousa, onde se localiza a planta de

**Táboa 5.1.** O proceso de elaboración de mexillón cocido

Fase	Maquinaria
1. Recepción en fábrica	Tolva/tanques de recepción
2. Lavado e debullado	Debulladora
3. Cocción	Cocedores
4. Descunchado	Descunchadora
5. Desbisado de vianda	Desvisadora de vianda
6. Clasificación	Clasificadoras
7. Refrixerado/conxelación	Cámara refrixeradora/túnel de conxelación
8. Embolsado	Embolsadoras

Fonte: Empresa *Beta*.

produción, ademais das oficinas, laboratorio, e demais dependencias da empresa. Cáptase auga salgada para lavar o mexillón, vertida de novo á ría, tras pasar por unha estación depuradora. A Táboa 5.1 resume as principais fases do proceso produtivo amosando, ademais, algunha da maquinaria necesaria, con relevancia no cálculo da PEC-PCC.

O proceso comeza coa recollida do mexillón fresco para o seu traslado a fábrica. A primeira etapa do proceso de elaboración é a recepción e as análises iniciais, principalmente a comprobación da ausencia de toxinas, pasando ao proceso de lavado, debullado, e cocción do mexillón. A continuación, sepárase a cuncha da vianda (carne do mexillón), procedendo a eliminar o biso e outros posibles restos de materia orgánica. Posteriormente, o mexillón é clasificado e, no caso de que sexa refrixerado ou conxelado, tratado en cámaras refrixeradoras ou túneles de conxelación. Finalmente, envásase en bolsas de diferentes tamaños para a súa distribución.

### **5.1.2.3. A empresa Bernardo Alfageme S.A. e o proceso de elaboración de conserva de mexillón**

*Bernardo Alfageme S.A.* foi fundada en 1.873, tendo a sé central en Vigo. Conta con catro plantas de produción situadas na provincia de Pontevedra, nas localidades de Vigo, O Grove, Ribadumia e Vilaxoán. No noso caso, estimamos a PEC-PCC da planta de O Grove, onde en 2007 se elaboran conservas de mexillón, berberecho, zamburiña, lura e chipirón<sup>3</sup>. A planta estudada consta dun edificio, onde se realizan as actividades produtivas, ademais de situarse as oficinas, laboratorio e almacéns. Ao igual que o cocedoiro de mexillón, a súa localización a só uns metros do mar, permítelle empregar auga salgada en diferentes fases do proceso produtivo, vertida de novo ao mar, unha vez usada.

A táboa seguinte resume o proceso de elaboración dunha conserva de mexillón. Unha parte é similar ao descrito para a empresa *Beta*, engadíndose fases específicas da elaboración de conservas.

---

<sup>3</sup> O berberecho (*Cerastoderma edule*) e a zamburiña (*Chlamys varia*) son moluscos bivalvos. Lura e chipirón (ambos *Loligo vulgaris*) e choco (*Sepia officinalis*), cuxa tintas e emprega na obtención da conserva de chipirón, son moluscos cefalópodos.

**Táboa 5.2.** O proceso de elaboración de mexillón en conserva

Fase	Maquinaria
1. Recepción en fábrica	Tolva de recepción
2. Lavado e debullado	Debulladora
3. Cocción	Cocedores
4. Descunchado	Descunchadora
5. Deshidratación e desbisado	Deshidratadoras, desbisadoras
6. Cocinado da salsa (se procede)	Cubetas
7. Alimentación de envases e empaque	Empacadoras
8. Adición do líquido de cobertura	Dosificadoras, aceitadoras
9. Alimentación de tapas	Cintas transportadoras
10. Troquelado e peche	Cerradoras
11. Prelavado	Lavadoras
12. Esterilización e enfriamento	Esterilizadores, polipastos, cestóns
13. Lavado	Lavadoras
14. Estoxado, encaixonado, paletizado e retractilado	Estoxadoras

**Fonte:** Bernardo Alfageme S.A.

As cinco primeiras fases do proceso son similares ás expostas no caso anterior: recíbese o produto, lávase, cócese e descúncchase. Posteriormente prepáranse e cocíñanse as salsas (escabeche, salsa de vieira, salsa americana...), proceso no que se engaden ao produto diferentes materiais auxiliares como cebola, tomate, pementón, sal, aceite, vinagre e viño. As salsas son introducidas xunto coa vianda do mexillón nos envases e, a continuación, se esteriliza o produto, proceso a través do cal se garante un consumo preferente catro anos sen necesidade de frío.

Por último, despois dun estrito control de calidade, os mexillóns son introducidos nos seus correspondentes estoxos e agrupados en paquetes ou caixas para o seu posterior traslado a tódolos establecementos.

Se ben esta sería a descrición dun proceso produtivo estándar, en 2007 introdúcese un cambio notable. Neste ano, a maior parte do mexillón transformado adquirese coci-

do a diferentes cocedoiros, polo que o proceso produtivo comezaría, neste caso, a partir da fase 6. O proceso de transformación do mexillón adquirido fresco incluíría todas as fases descritas.

#### **5.1.2.4. Características da empresa Gamma**

*Gamma* é un comerciante polo miúdo, dedicado á comercialización de bens empregados nos fogares. Os produtos comercializados son, principalmente, alimentos, contando tamén con seccións de droguería e perfumería. A empresa realiza a súa actividade nun local alugado, onde atende á súa clientela. A efectos de PEC-PCC, existe un elemento distintivo en relación ao resto de empresas estudadas, pois, ademais de ser unha empresa de natureza exclusivamente comercial, non extrae nin produce nada. *Gamma* conta cunha variedade alta de produtos, distribuindo centos de produtos diferentes.

A estimación da PEC-PCC dun número tan elevado de produtos é complexa, sendo necesario a realización de agrupacións de bens con características homoxéneas. Neste estudo interesa obter resultados diferenciados da pegada dunha conserva de mexillón, sen que sexa excesivamente relevante a pegada do resto de bens comercializados por *Gamma*. A clasificación establecida distingue os seguintes 9 grupos de produtos: carnes; pescados; pan; pastas e repostería; bebidas; legumes, hortalizas e froitas; aceites e graxas; lácteos; conservas de mexillón e outras conservas.

#### **5.1.3. Obtención da información**

No momento de comezar a recollida da información, o último exercicio pechado contablemente era o 2007, polo que tódolos datos obtidos están referidos a ese ano. O proceso de obtención da información necesaria para estimar a PEC-PCC das empresas estudadas levouse ao cabo en catro fases:

- 1. Fase 1.** Inicialmente, entrevistámonos coa persoa que cada empresa designou como responsable do proxecto. En tres casos foi o xerente da empresa, mentres que no restante, unha persoa do departamento de contabilidade. O noso traballo consistiu en expoñer con detalle as características do estudo a realizar, incluíndo a

explicación dos fundamentos da análise de pegada ecolóxica, as particularidades da súa aplicación a empresas, así como o tipo de información necesaria para realizar os cálculos. Así mesmo, incluíu unha visita as instalacións de cada unha das empresas visitadas.

**2. Fase 2.** A visita ás empresas e o coñecemento do seu proceso produtivo permitíunos ter unha idea xeral de aqueles consumos que poderían ter unha maior pegada en cada caso. Esta información empregouse na elaboración dun cuestionario que se entregou ás empresas para o subministro da información necesaria. O cuestionario elaborouse considerando os epígrafes, capítulos, e categorías de produtos presentes na folla de cálculo empregada para estimar a PEC-PCC en base ao MC3. Non se seguiu exactamente a estrutura da folla de cálculo, modificándose as denominacións empregadas. O obxectivo dos cambios foi aproximar, na medida do posible, a estrutura do cuestionario aos estados contables. Deste modo, facilitouse o labor ás empresas, o que pode redundar en aforros de tempo e mellora da calidade da información. Tódolos cuestionarios manteñen a mesma estrutura constando de 7 grandes partes, tal e como recolle a táboa seguinte:

**Táboa 5.3.** Estrutura do cuestionario entregado ás empresas

Partes principais do cuestionario
1. Información xeral da empresa
2. Produción e vendas
3. Compras e gastos
4. Inmobilizado
5. Enerxía, combustibles e auga
6. Xeración de refugallos
7. Uso do solo

**Fonte:** Elaboración propia.

Sen embargo, a desagregación de cada parte non é sempre a mesma, tratando de recoller de modo explícito o consumo de bens e servizos específicos de cada empre-

sa<sup>4</sup>. Estas diferenzas xorden principalmente, no que atangue ás compras. Noutros casos, como o consumo de enerxía, a xeración de refugallos, e o uso do solo, os *items* incluídos en cada parte foron os mesmos en tódolos casos.

O cuestionario elaborado é unha guía que pretende recoller as cuestións máis importantes en cada caso, ademais de facilitar o subministro da información. Non se trata dun documento pechado, senón que as empresas engaden calquera consumo/refugallo que non se inclúa especificamente, existindo espazo no documento para este labor<sup>5</sup>.

**3. Fase 3.** Unha vez elaborado o cuestionario, foi entregado ao responsable do proxecto de cada empresa, explicando as particularidades das diferentes partes, e aclarando as dúbidas que xurdiron.

**4. Fase 4.** Nun última reunión, recollemos e revisamos os cuestionarios. Esta fase serviu para aclarar cuestións que xurdiron mentres se cumprimentaba, engadindo ou eliminado información necesaria/innesecaria.

#### **5.1.4. Actualización e adaptación da folla de cálculo para estudo do ciclo de vida de bens e servizos**

A preocupación principal desta memoria de tese é a resolución das cuestións relativas á aplicación do MC3 para a análise do ciclo de vida de bens e servizos, sinalando os cambios metodolóxicos a realizar, ademais das modificacións na estrutura da folla de cálculo. Non pretendemos, por tanto, afondar nas cuestións relativas á mellora do cálculo da pegada de organizacións illadamente, é dicir, fóra do que é a análise do ciclo de vida. Neste labor, o “Grupo de Traballo para a Mellora da Pegada Ecolóxica Corporativa” está a avanzar na actualización da folla de cálculo, no que será a segunda versión do MC3. Os traballos do “Grupo de Mellora” están encamiñados tanto á actualización de intencidades enerxéticas e produtividades naturais, como á inclusión de cuestións anterior-

---

**4** Por exemplo, no apartado de “Outras compras e gastos” da empresa produtora de mexillón pregúntase o consumo de elementos como rabizas, tarugos, puntóns, vigas de madeira... non presentes noutras empresas.

**5** No Anexo 5 pódense consultar os cuestionarios empregados.

mente non consideradas (pegada dos vertidos, inclusión de tributos, estimación da pegada dos produtos pesqueiros en base á PPR...).

Neste ámbito de modificacións xenéricas, no sentido de que non son específicas da aplicación do MC3 para estimar a PEC-PCC de bens e servizos, nos limitamos, principalmente, a adaptar a folla de cálculo para reflectir algunhas cuestións relacionadas coas características das empresas estudadas, de relevancia para a súa PEC-PCC. Non se trata sempre de recomendacións para a mellora do método, senón de cuestións específicas deste estudo, coa finalidade de ofrecer información máis detallada, o que redundará nunha análise máis precisa e nun mellor diagnóstico.

A maiores, expoñemos tamén os cambios necesarios para que a folla de cálculo empregada para estimar a PEC-PCC poda ser aplicada nun contexto de LCA.

#### **5.1.4.1. Modificacións xenéricas na folla de cálculo empregada para estimar a PEC-PCC**

Diferenciamos as modificacións xenéricas, que afectan ao cálculo da pegada de empresas, independentemente de que se considere ou non a análise do ciclo de vida dos seus bens, daqueles relacionados con esta última cuestión.

##### **Modificación 1. Novos epígrafes**

Ata o momento, a folla de cálculo distinguía catro grandes epígrafes *Enerxía*, *Uso do solo*, *Recursos agropecuarios e pesqueiros*, e *Recursos forestais*. O primeiro atopábase dividido en sete capítulos, a seguir, *Electricidade*, *Combustibles*, *Materiais*, *Materiais de construción*, *Servizos*, e *Refugallos*, cuxa pegada está principalmente asociada ao consumo de enerxía. Sen embargo, unha parte da PEC-PCC derivada do consumo de recursos agropecuarios, pesqueiros e forestais ten tamén unha compoñente enerxética, que non estaría incluída no primeiro epígrafe. De aí que consideremos oportuno establecer un único criterio para dividir os epígrafes e capítulos, optando polas características dos bens consumidos. Deste modo, propoñemos unha clasificación que distingue oito grandes epígrafes, tal e como recolle a táboa seguinte:

**Táboa 5.4.** Estrutura da folla de cálculo

**Epígrafes e capítulos da folla de cálculo**

**1. Enerxía**

1.1 Electricidade

1.2 Combustibles

**2. Materiais**

2.1 Materiais non amortizables

2.2 Materiais amortizables

2.3 Materiais de construción

**3 Servizos**

**4. Refugallos**

**5. Uso do solo**

**6. Recursos agropecuarios e pesqueiros**

6.1 Manufacturas e vestiario

6.2 Comidas de empresa

6.3 Alimentos: proceso produtivo

**7. Recursos forestais**

**8. Auga**

**Fonte:** Elaboración propia.

Trátase dun cambio formal que propicia que algúns capítulos sexan agora epígrafes, mais non ten incidencia nos resultados.

## **Modificación 2.** Novos capítulos

A reestruturación dos epígrafes existentes, implica cambios na distribución dos capítulos (Táboa 5.4). O primeiro epígrafe inclúe dous grandes capítulos, *Electricidade* e *Combustibles*. Os materiais divídense en tres, *Materiais non amortizables*, *Materiais amortizables* e *Materiais de construción*.

Esta división xustifícase debido ao diferente tratamento que os bens amortizables

reciben no MC3, pois a pegada de cada ano recolle a cota de amortización, transformada en toneladas en base aos factores de conversión da “Base de Datos de Comercio Exterior”. A pegada dos bens non amortizables é a total de cada ben.

Adicionalmente, unha parte dos materiais amortizables se relaciona cos medios de produción da empresa. Nalgúns casos, pode que a pegada asociada a este tipo de bens sexa difícil de reducir, por seren indispensables para o proceso produtivo<sup>6</sup>, sendo necesario separalos dos bens amortizables. Se ben a identificación entre bens amortizables e medios de produción non é exacta, a distinción realizada ofrece información útil á hora de realizar o diagnóstico da empresa estudada e suxerir accións de mellora.

A particularidade dos materiais de construción, exclusivamente relacionados cos inmobles propiedade da empresa nos leva a tratalos separadamente, a pesares de ser materiais amortizables.

A maiores, distínguense tres capítulos dentro dos recursos agropecuarios e pesqueiros, empregando tamén un criterio baseado nas características dos bens. O primeiro, fai referencia a diferentes manufacturas e vestiario, incluídas anteriormente na folla, mais sen estar agrupadas nun capítulo concreto. O segundo inclúe as comidas da empresa, tal e como estaban na versión 1.0 do MC3. O terceiro xorde debido ao estudo do ciclo de vida de empresas estudadas están relacionadas co sector de alimentación. Na versión inicial do MC3, a pegada dos alimentos estímase considerándoos no capítulo denominado *Comidas de empresa*, á súa vez dividido nas categorías de produto *Servizos de restaurante* e *Alimentos*. Neste último caso, recóllense as diferentes categorías mencionadas no apartado 3.4.2.5 deste estudo.

Ademais de alimentar ao persoal das empresas, os diferentes cultivos, carnes, e pescados poden ser consumidos para formar parte dun proceso produtivo, ou, tal como ocorre no caso do mexillón en conserva, orixinar o propio proceso. De aí que inclua-

---

<sup>6</sup> Imaxinemos que a maior parte da PEC-PCC dunha empresa pesqueira se debe a amortización do barco. Neste caso, non se pode reducir o consumo deste ben, por seren imprescindible para a realización da actividade produtiva. Podería pensarse en empregar embarcacións fabricados con outros materiais ou tecnoloxía. Isto implicaría que houbera diferentes alternativas no mercado en canto estas cuestións (por exemplo barcos construídos con distintos materiais) o que non sempre é posible. Por outro lado, ao seren bens habitualmente de elevado custo, a súa substitución pode ser inviable a curto prazo.

mos na folla de calculo un novo capítulo denominado *Alimentos: proceso produtivo*, facendo explícito este uso non contemplado ata o momento no MC3<sup>7</sup>. Este capítulo inclúe os principais alimentos que poden participar nun proceso produtivo, baseándonos na mesma clasificación que existe na categoría *Alimentos*. Trátase dunha proposta específica para empresas deste tipo de sector, polo que pode ser non considerada noutros casos.

### **Modificación 3. Novas categorías e subcategorías de produtos**

A folla de cálculo parte de categorías de bens e servizos que tratan de recoller a totalidade de consumos e refugallos xerados por empresas e organizacións. As categorías recollidas poden ser desagregadas, incluíndo denominacións máis específicas ou engadindo elementos ausentes. A introdución de novas categorías e subcategorías persigue ofrecer información de consumos e/ou refugallos que a folla de cálculo non recolle separadamente, pero son relevantes en casos concretos. Trátase de aumentar o detalle existente, só nos casos en que sexa necesario. A súa diferenciación incide na precisión da diagnose e recomendacións realizadas, se ben poden existir dificultades para obter as intensidades enerxéticas e produtividades naturais axeitadas.

**1.** En relación á empresa *Beta* e *Bernardo Alfageme*, na categoría *Materias primas (mineral en xeral)*, dentro do capítulo de *Materiais non amortizables*, engádese unha subcategoría que recolle o consumo de sal, importante nestas empresas. A obtención de sal non se realiza exclusivamente en minas, senón que se pode obter tamén en salinas. A existencia de información a respecto do consumo de enerxía por tonelada no último caso, permitiría a elaboración dunha intensidade enerxética específica. Dado que non dispomos de este dato, empregamos os factores existentes na folla de cálculo na categoría *Materias primas (mineral en xeral)*, os máis axeitados, considerando a información dispoñible<sup>8</sup>.

---

**7** A denominación proceso produtivo fai referencia a todo o ciclo de vida, incluíndo tanto as fases produtivas propiamente ditas, como as etapas de distribución do ben.

**8** A asunción realizada refórzase polo feito de que ambos procesos produtivos, minas e salinas, comparten características, como a necesidade de quecemento para a vaporización para a obtención do sal.

2. No caso de *Gamma*, inclúese no capítulo de *Materiais amortizables* a compra de mercadorías das seccións de produtos de droguería e perfumería. Ao seren mercadorías, non se trata de bens adquiridos para seren consumidos pola empresa, polo que a súa inclusión como material non é, quizais, a máis axeitada. Una opción sería crear un novo epígrafe para mercadorías, mantendo os mesmos capítulos e categorías que no caso dos materiais. A diferenciación entre materiais amortizables e non amortizables implica a repetición das categorías de produto inicialmente consideradas materiais. A inclusión dun novo epígrafe para as mercadorías propiciaría que as 23 categorías de materiais estean presentes catro veces na folla de cálculo, o que nos parece excesivo, sobre todo tendo en conta que se trata dunha diferenciación formal, sen incidencia nos resultados. Eliximos incluír as compras de produtos de droguería e perfumería no capítulo *Materiais non amortizables*, como dúas subcategorías novas denominadas, *Mercadorías: droguería* e *Mercadorías: perfumería*, dentro da categoría que agrupa o consumo de produtos químicos, hixiénicos e de limpeza. Así, queda claro que se trata de mercadorías, evitando unha repetición excesiva das categorías de materiais.

3. No epígrafe *Recursos agropecuarios e pesqueiros*, modificouse a denominación *Pescados e mariscos*, por *Peixes, crustáceos e moluscos*, ao considerar que o nome elixido describe mellor o contido da categoría<sup>9</sup>. No capítulo dedicado ao consumo de alimentos empregados no proceso produtivo, inclúense diferentes subcategorías novas. No caso da empresa conserveira, a categoría *Peixes, crustáceos, e moluscos* inclúe subcategorías específicas para recoller o consumo de berberecho, zamburiña, lura, chipirón, e choco. Esta empresa adquire, ademais, importantes cantidades de alimentos para o cociñado e preparado de salsas presentes nas diferentes conservas. Para amosar a pegada específica destes bens, créanse as subcategorías *Vinagre e viño*, dentro da categoría que inclúe as bebidas; as subcategorías *Tomate, Cebola, e Pemento*, son incluídas na categoría de *Legumes, raíces e tubérculos*; *Aceite vexetal*, dentro de *Aceites e graxas*. Ademais, inclúese, unha categoría nova para

---

9 Aquí incluíríase tamén o consumo de equinodermos e outras familias de especies mariñas.

recoller o consumo de especias. Finalmente, no caso da empresa *Gamma*, a información dispoñible nos permite diferenciar entre o pescado fresco, comercializado na sección de pescados e pescado en conserva.

#### **Modificación 4. Cambios na distribución das carnes**

Dentro dos capítulos 6.2 e 6.3, inclúese unha categoría e catro subcategorías de produto relativas ao consumo de carne. A versión 1.0 do MC3 diferencia catro categorías de carnes: *Aves*, *Porcino*, *Bovino alimentado con grao*, e *Bovino alimentado de pastos*, repartindo a partes iguais entre cada unha o consumo total deste produto (Doménech, 2007). Co obxectivo de atopar un criterio de reparto, empregamos a *Encuesta Contínua de Presupuestos Familiares* (INE, 2006). Esta enquisa é elaborada polo *Instituto Nacional de Estadística* (INE) trimestralmente, e recolle a cantidade e valor dos alimentos, bebidas e tabaco consumidos en España, diferenciando 75 categorías de produtos. Os datos dispoñibles no momento de escribir estas liñas están referidos ao ano 2005, e amosan que o consumo de carne de aves supón o 44,06% do total da carne consumida, o 24,92 % ten orixe porcina, mentres que o 31,02% ovino, bovino, e caprino<sup>10</sup>.

Neste último caso, o MC3 distingue dous tipos de alimentos para o gando en cuestión, cultivos e pastos, o que implica que a súa pegada se divide nestas dúas superficies. Este reparto o realizamos en base a GFN (2006c), quen asumen que o 55% da carne de bovino se alimenta de cultivos, ou alimento cuxa orixe son os cultivos, mentres que o restante 45% de pastos. Deste modo a categoría de produto *Bovino, ovino, caprino (superficie cultivada)*, lle corresponde o 17,06% do consumo total de carne, mentres que o restante 13,96% é asignado a *Bovino, ovino, caprino (pastos)*.

No que atangue a este traballo o *Gamma* é a única das empresas estudadas que consume produtos cárnicos e, polo tanto, a única afectada por este cambio.

---

**10** Este reparto obtense estimando o peso do consumo de cada tipo de produto, en kg, sobre o consumo total. A *Encuesta continúa de Presupuestos Familiares*, inclúe o consumo de outras carnes, non considerado, ao non ser incluído no cálculo da PEC-PCC de acordo ao MC3.

### Modificación 5. Factores de equivalencia e rendemento

Empregamos os últimos factores de equivalencia e rendemento dispoñibles no momento de redactar o texto, os correspondentes ao ano 2005, obtidos de Ewing et al. (2008). Os factores de rendemento para España foron solicitados a GFN e subministrados por Brad Ewing.

**Táboa 5.5.** Factores de equivalencia e rendemento para España en 2005

Tipo de superficie	Factor de equivalencia	Factor de rendemento (España)
Superficie cultivable	2,64	0,75
Pastos	0,50	1,21
Bosques	1,33	0,64
Mar	0,40	1,07
Superficie cosntruída	2,64	0,75
Absorción de CO <sub>2</sub>	1,33	

**Fonte:** Ewing et al. (2008) e GFN (comunicación persoal).

A consideración dun produtor de mexillón no estudo, engade certos problemas á hora de aplicar factores de equivalencia e rendemento. Os produtos da acuicultura non están considerados nos estudos de “Contabilidade de PE Nacional”. A súa produtividade é moi superior aos procedentes de actividades pesqueiras extractivas, sen que os factores de equivalencia e rendemento consideren estas particularidades.

A versión 1.0 do MC3, trata de corrixir algunhas cuestións que afectan á pegada das empresas de acuicultura, actuando sobre os factores de rendemento. Este tipo de factores afectan á pegada do epígrafe uso do solo e á contrapegada da superficie “mar”.

Debemos lembrar que o MC3 propón que calquera tipo de contrapegada se multiplique polo factor de equivalencia e rendemento asociado á súa superficie, neste caso, “mar”. O factor de equivalencia reflicte a relación entre a produtividade potencial dos océanos, tomando como referencia as capturas, e a produtividade potencial media de cada superficie, mentres que o factor de rendemento é calculado a partires da compara-

ción da capacidade de producir biomasa de cada superficie do territorio de referencia, e a media mundial de cada unha.

Doménech (2007) emprega os factores de equivalencia propostos por Wackernagel (Wackernagel, 1998a), aplicando factores de rendemento unitarios, coa excepción do factor aplicado aos bosques, onde se asume unha produtividade dos bosques asturianos 3 veces superior ao rendemento medio mundial, e á superficie “Mar”.

Neste último caso, propónse un factor de 1,26, elaborado para a Autoridade Portuaria de Xixón. Este factor reflicte a diferenza de produtividade da contrapegada mariña que posúe esta empresa, as augas portuarias que xestiona este ente, e a produtividade media mundial.

Considerando que a produtividade media da acuicultura é notablemente superior á do mar, Doménech trata de que o MC3 reflicta este feito, aumentando o factor de rendemento da acuicultura. Así, na folla de cálculo, multiplícase este factor por 862 no caso da acuicultura en terra, e 1.724, para acuicultura mariña. Estes *ratios* de incremento son obtidos dividindo o rendemento da acuicultura, 25 t/ha en terra e 50 t/ha en mar (Doménech, 2007), pola produtividade dos mares que recolle a versión 1.0 do MC3 para a pesca, 0,029 t/ha.

No noso caso, optamos por non aplicar este tipo de factores correctores. A consideración dos estados como o territorio de referencia a efectos de PEC-PCC, lévanos a empregar a produtividade dos distintos tipos de superficie de cada estado no cálculo da contrapegada das empresas que realizan as súas actividades no seu territorio. De aí que non procede modificar os factores de rendemento elaborados por GFN. As razóns que xustifican a adopción deste enfoque foron expostas no Capítulo 4, relacionándose coa maior fiabilidade dos resultados obtidos e a posta en marcha do método.

Por outro lado, no caso de optar porque os factores de rendemento reflictan a produtividade específica da contrapegada de cada empresa, deberían modificarse todos os factores de rendemento en base a este criterio, e non só o da acuicultura. A maiores, o axuste debería realizarse considerando as diferenzas entre a produtividade da superficie mariña da empresa estudada, incluíndo a pesca salvaxe e a acuicultura, e a produtividade dos océanos, incluíndo tamén os dous tipos de produtos, e non só o rendemento da pesca salvaxe.

Finalmente, a inclusión dos produtos acuícolas na análise de pegada ecolóxica, implicaría non só a modificación do factor de rendemento, senón tamén cambios no factor de equivalencia empregado. Si se asume que existen unha serie de produtos de orixe mariña, excluídos inicialmente da análise, cunha produtividade moito máis elevada que os considerados, a produtividade potencial dos mares aumentaría, afectando ao peso do factor de equivalencia empregado neste tipo de superficie e, polo tanto, ao do resto, ao variar a produtividade media de todas as superficies consideradas.

Un alternativa a considerar para incluír axeitadamente os produtos acuícolas na análise de pegada ecolóxica, pasaría por definir un tipo de superficie específica para a acuicultura, de modo que se elaboren factores de equivalencia e rendementos específicos para este tipo de superficie. Non obstante, esta tarefa queda fóra do obxecto do noso traballo<sup>11</sup>.

### **Modificación 6. Actualización de intensidades enerxéticas e produtividades naturais**

A estrutura e o contido da folla de cálculo deseñada por Doménech están pensados para ser aplicados a calquera tipo de corporación. Trátase dunha ferramenta aberta, podendo ser adaptada ás particularidades das empresas estudadas. No noso caso, estudamos empresas que producen, transforman, e comercializan alimentos, principalmente, mexillón.

A información que recibimos inclúe consumos específicos de produtos alimenticios (diferentes produtos pesqueiros, cultivos utilizados na elaboración de conservas...), non recollidos con tanto detalle na folla de cálculo, que, por exemplo, inclúe o consumo de peixes, crustáceos e moluscos nunha única categoría. Isto implica a aplicación das mesmas intensidades enerxéticas e produtividades a bens con características ben diferentes<sup>12</sup>.

---

**11** Estudos como Bunting (2001) ou Wolowicz (2005) introducen algunhas cuestións relacionadas coa PE da acuicultura, se ben limítanse a identificar diferentes tipos de impactos.

**12** Por exemplo, a intensidade enerxética aplicada ao pescado fresco, conxelado ou en conserva é, en tódolos casos, a mesma.

De aí que, ademais de incluír subcategorías para estes consumos específicos, actualicemos os valores precisos para estimar a súa PEC-PCC. A posta en marcha do método implica un achegamento á realidade estudada non presente na súa formulación inicial, xurdindo inconvenientes diferentes aos analizados desde unha perspectiva teórica.

Os cambios propostos atanguen ás intensidades enerxéticas e produtividades naturais empregadas (Táboas 5.6, 5.7 e 5.8). No que se refire ás primeiras, os cambios afectan principalmente aos recursos agropecuarios e pesqueiros.

No caso das intensidades enerxéticas, as modificacións se relacionan coa adquisición por parte da empresa conserveira de diferentes alimentos empregados no proceso produtivo antes da finalización do seu ciclo de vida (tomate, cebola, pemento e especias). As intensidades enerxéticas aplicadas na versión 1.0 do MC3 reflicten o consumo de enerxía necesario para producir estes produtos, considerando o seu ciclo de vida completo, polo que, no caso desta empresa, aumentan a súa PEC-PCC de modo inxustificable.

As correccións efectuadas están realizadas considerando os resultados dun estudo para o “Grupo de Mellora”, realizado polo Grupo de Investigación de Economía Pesqueira e Recursos Naturais, onde se estudou o ciclo de vida de diferentes produtos dentro do epígrafe *Recursos agropecuarios e pesqueiros* (Carballo Penela et al., 2007) e son amosadas na Táboa 5.6.

En relación aos produtos pesqueiros, a versión inicial do MC3 emprega unha única intensidade enerxética, 100 GJ/t (Doménech, 2007), representativa dun ciclo de vida estándar. Sen embargo, estamos a tratar cunha variedade de produtos importantes, con notables diferenzas no lugar de extracción e na lonxitude do seu ciclo de vida. Cabe esperar que a cantidade de enerxía empregada para capturar e comercializar un pescado fresco sexa diferente á necesaria para elaborar unha conserva. Este último ben precisa da mesma enerxía que o primeiro, engadindo ademais, os consumos das empresas transformadoras que participan na súa elaboración, e de un maior número de distribuidores.

Por outro lado, a globalización das actividades pesqueiras propicia que nos mercados exista pescado procedente de calquera parte do mundo. A internacionalización das

Táboa 5.6. Cambios nas intensidades enerxéticas

Tipo de combustible	Intensidade enerxética (GJ/t)		Fonte actual
	MC3 1.0	Actual	
Tomates, cebolas e pementos	10	2,55	Carballo Penela et al. (2007)
Especias	-	26,15	
Berberecho	100	6,78	Carballo Penela e Gacia Negro (2008b)
Zamburiña	100	6,78	
Lura	100	100	
Chipirón	100	100	Doménech (2007)
Choco	100	100	
Pescado fresco sen identificar	100	53,77	Carballo Penela et al. (2007)
Conservas (sen mexillón)	100	57,77	ME (2003) e Carballo Penela et al. (2007)

**Fonte:** Elaboración propia a partir de WWF (2004), GFN (2006c), Carballo Penela et al., (2007) e Doménech (2007).

actividades da flota galega reforza este argumento, tendo en conta que as empresas galegas son os principais subministradores de pescado nos mercados onde se abastecen as empresas estudadas.

Esta distinción de diferentes produtos pesqueiros é difícil de realizar na maioría de empresas, onde, en xeral, o consumo de pescado se limita ao realizado en comidas de empresa sen que a repercusión na súa pegada sexa relevante. Non obstante, é significativa para aquelas que empregan grandes cantidades de pescado, como son as estudadas neste traballo.

A elaboración de intensidades enerxéticas específicas para diferentes tipos de produtos pesqueiros require a realización de estudos diferenciados, relativos a cada ciclo de vida. No noso caso, contamos con información que contribúe á mellora da precisión dos cálculos.

A nosa proposta distingue catro intensidades enerxéticas posibles, asignadas a cada produto en función de dúas variables. A primeira é relativa ás características do ciclo de vida, asumindo que os produtos que requiren un proceso de transformación, por teren

un ciclo de vida máis longo, precisan de máis enerxía que os que non son transformados. A segunda fai referencia a distancia percorrida para capturar o pescado, asumindo que existe unha relación directa entre a distancia existente entre o lugar de captura e o mercado de distribución do pescado, e o consumo de enerxía: canto máis lonxe estea o mercado do lugar de pesca, máis enerxía incorpora o pescado adquirido.

Con estas premisas, traballamos inicialmente con catro intensidades enerxéticas. O valor máis elevado son os 100 GJ/t propostos por Doménech (2007). A segunda intensidade proposta, 53,77 GJ/t, é obtida en base a Carballo Penela et al., (2007). O valor reflicte a cantidade de enerxía asociada ao consumo de combustibles da flota española de altura e baixura. O terceiro valor, 6,78 GJ/t, é obtido do estudo da PEC-PCC unha explotación familiar de mexillón en Galicia (Carballo Penela e García-Negro, 2008b). Finalmente, a *Estrategia de Ahorro y Eficiencia energética en España 2004-2012* (ME, 2003) ofrece información do consumo de enerxía das industrias de pescado, incluíndo ás ramas industriais de *Conservas e semiconservas de marisco* e *Elaboración de produtos do mar*, que engloba ao resto de empresas que procesan e transforman pescado non relacionadas co sector conserveiro. Neste caso a intensidade enerxética é de 4 GJ/t. A táboa seguinte amosa a asignación realizada.

**Táboa 5.7.** Asignación de intensidades enerxéticas aos produtos pesqueiros

Transformación/Zona de pesca	Augas interiores de Galicia	UE/Norte de África	Resto do mundo
Produto non transformado	6,78 GJ/t	53,77 GJ/t	100 GJ/t
Produto transformado	10,78 GJ/t	57,77 GJ/t	104 GJ/t

**Fonte:** Elaboración propia a partir de Carballo Penela et al., (2007) e Doménech (2007).

Dado que as empresas estudadas se abastecen de pescado nos mercados galegos, diferenciamos tres posibles zonas de pesca: a pesca nas augas interiores de Galicia, ZEE doutros países da UE/Norte de África, e o resto do mundo. No primeiro caso, asígnase a intensidade enerxética máis baixa, 6,78 GJ/t. Trátase dun valor que pretende reflectir o consumo de enerxía realizado por pequenas unidades de produción de pesca, marisqueo ou miticutura, pouco intensivas en enerxía.

Os produtos capturados en ZEE de calquera país da Unión Europea e o Norte de África, incluíndo as ZEE de España<sup>13</sup>, reciben a intensidade de 53,77 GJ/t. Finalmente, a enerxía incorporada ao pescado procedente de caladoiros máis distantes, estímase aplicando un factor de 100 GJ/t. En tódolos casos, a transformación dos produtos implica un incremento de 4 GJ/t, de acordo á estimación de ME (2003).

No que atangue aos consumos de pescado efectuados polas empresas estudadas, son realizados por Bernardo Alfageme empresa e *Gamma*. A súa orixe é variada. A empresa conserveira adquire berberecho, zamburiña, lura, chipirón e choco. Os dous primeiros proceden das rías galegas e son adquiridos frescos, polo que a intensidade enerxética asignada é 6,78 GJ/t. Lura, chipirón, e choco son tamén adquiridos sen transformación, procedendo de augas das Illas Malvinas e Perú, polo que a intensidade que lle corresponde é 100 GJ/t.

En relación a *Gamma*, dispoñemos das compras total de pescado fresco para vender na sección de pescados, sen información da súa orixe. Neste caso, optamos por aplicar o valor medio dos produtos sen transformar, 53,77 GJ/t. Igualmente, dispoñemos de información da adquisición de conservas de pescado (atún, sardiña e berberechos principalmente). Neste caso, aplicaremos as pegadas unitarias obtidas de *Alfagme*, tal e como exporemos posteriormente.

Deste modo, conseguimos clasificar os diferentes produtos pesqueiros en función da intensidade enerxética aplicada. A falla de información impide aplicar valores máis precisos, se ben estamos seguros de que o erro é menor que se aplicamos un único valor de 100 GJ/t.

No tocante ás produtividades naturais empregadas (Táboa 5.8), os cambios afectan a diferentes bens. Unha primeira actualización se refire a produtos agrícolas, cuxa PEC-PCC está asociada á “Superficie cultivada”. Nese caso, actualizáronse as produtividades das categorías de produtos primarios existentes (cereais, legumes, raíces, tubérculos e hortalizas, cafés e té). De modo análogo, modificáronse as produtividades das categorías e subcategorías novas, relativas a consumos deste tipo de produtos realizados pola

---

13 Coa excepción dos obtidos nas augas interiores de Galicia.

Táboa 5.8. Cambios nas produtividades naturais

Capítulo/categoría de produto	Produtividade natural (t/ha)		Fonte actual
	MC3 1.0	Actual	
Cereais	2,264	3,296	
Legumes, raíces, tubérculos e hortalizas	6,730	15,164	
Tomate	-	28,039	
Cebola	-	17,404	PRODSTAT
Pemento	-	14,502	
Cafés e té	0,566	0,829	
Espicias	-	1,178	
Pescado sen identificar	0,029	0,048	WWF (2004)
Mexilla	-	41,5	Brea Bermejo (2009)
Berberecho	-	1,312	
Zamburiña	-	1,312	
Lura	-	0,798	GFN (2006c)
Chipirón	-	0,798	
Choco	-	0,798	

**Fonte:** Elaboración propia a partir de WWF (2004), GFN (2006c) e Doménech (2007).

empresa conserveira. A asignación de produtividades específicas a cada subcategoría mellora a precisión dos cálculos. En tódolos casos, a fonte empregada foi a base de datos PRODSTAT, dentro do sistema de estatístico de FAO<sup>14</sup>.

En relación aos produtos pesqueiros, no noso estudo, algunhas empresas ofrecen información dos consumos, identificando a especie consumida. GFN (2006c) proporciona rendementos sustentables para seis grandes grupos de especies (peixes peláxicos, demersais, outros peixes mariños, crustáceos, moluscos e cefalópodos) divididos á súa

<sup>14</sup> O acceso a PRODSTAT é o seguinte: <http://faostat.fao.org/site/526/default.aspx>

vez en diferentes subgrupos<sup>15</sup>. Estas produtividades axústanse ás nosas necesidades, polo que son as empregadas.

No caso de empresas como *Gamma*, que adquiran pescado, sen dispoñer de información que permita a identificación das especies, actualizamos o valor xenérico de 0,029 t/ha empregado por Doménech (2007). O valor empregado, 0,048 t/ha obtense dividindo as capturas mundiais sustentables, estimadas en 93 millóns de toneladas, entre a superficie das plataformas continentais, 1.900 millóns de hectáreas.

Un caso particular é o da mexilla, a semente do mexillón obtida, neste caso, do substrato rochoso. Unha primeira cuestión a estudar ten que ver coa superficie á que se vincula a pegada derivada do consumo deste recurso. Trátase dun produto que medra nas rochas situadas en zonas intermareais polo que non está ao 100% nin no mar nin en terra. Considerando 1) a necesidade que a mexilla ten do mar para obter fitoplancto para alimentarse 2) o seu uso para un cultivo mariño 3) as claras diferenzas cos produtos asociados á “Superficie cultivable”, produtos agrícolas cultivados, consideramos que a pegada natural deste produto de asociarse á superficie mariña.

En todo caso, queremos destacar a complexidade de incluír na análise os recursos obtidos nas zonas intermareais, fóra do esquema de seis superficies diferentes, recollidas na PE proposta por Wackernagel e Rees. No caso de produtos obtidos en terra, a clasificación pode ser axeitada. Sen embargo, a consideración dun único tipo de superficie mariña nos parece unha simplificación excesiva, cando menos nos casos onde existen diferentes tipos de actividades produtivas relacionadas co mar (pesca extractiva, acuicultura, marisqueo...) vinculadas, ademais, a diferentes substratos, (mar e zonas intermareais).

A segunda cuestión relevante, ten que ver coa obtención dun valor representativo da produtividade media da cría de mexillón. A dificultade desta tarefa reside na existencia de grandes diferenzas en función da zona de extracción, sen que existan moitos estudos ao respecto<sup>16</sup>.

---

**15** Por exemplo, o grupo denominado “peixes peláxicos” divídese en “arenques, sardiñas, e anchoas”, “atún, bonito e peixes de pico” “xardas, xurelos, e similares” e “outros peixes peláxicos”.

**16** Cuestións como a localización da mexilla (zonas de mar aberto, cantís...) ou a convivencia con outras especies explotadas (percebe) inflúen notablemente na cantidade de biomasa obtida nunha hectárea.

O estudo actual máis completo é o elaborado por Brea Bermejo (2009), estuda o recubrimento de mexilla e a cantidade de biomasa nunha lonxitude de costa rochosa de 529 km, xestionada por 19 confrarías galegas no ano 2006. Neste traballo ofrécese información da biomasa de mexilla media por metro cadrado, considerando un recubrimento das rochas do 100%. O valor acadado é de 16,6 kg. Considerando que o recubrimento medio estimado é do 25%, a cantidade de mexilla obtida nunha hectárea ascende a 41,5 t/ha.

Podería empregarse a produtividade que GFN (2006c) emprega para o mexillón, 1,31 t/ha, que é a mesma empregada para tódolos moluscos. Este sería un rendemento global, e non local, como o que propoñemos. Sen embargo, optamos polo valor proposto por Brea Bermejo (2009) por tres motivos.

En primeiro lugar, a mexilla trátase dun produto diferente ao mexillón, cunha produtividade diferente, en ambos casos moi lonxe do valor proposto por GFN. A segunda razón ten que ver co modo de produción, pois a súa extracción dos substratos rochosos é específica de Galicia, constituíndo un produto único, en termos de produtividade<sup>17</sup>. Consideramos que se a cría de mexillón se obtivese como en Galicia no resto de zonas produtivas do mundo, o valor obtido estaría máis próximo ás 41,5 t/ha de Brea Bermejo (2009) que as 1,31 t/ha que propón GFN (2006c). Este argumento reforzase polo feito de que Galicia é o segundo produtor mundial de mexillón, polo que a produtividade da cría empregada ten un peso importante á hora de obter un rendemento a nivel mundial. Finalmente, polo momento a sobreexplotación non é un problema para os bancos de mexilla, máis sensibles a outros problemas de contaminación como as mareas negras, polo que pode considerarse unha produtividade sustentable.

En todo caso, independentemente do valor que empreguemos, existe un problema adicional, relacionado cos factores de equivalencia e rendemento. Sabemos que o primeiro pondera o peso de cada superficie incluída na pegada, converténdoa en hectáreas coa mesma produtividade. O segundo reflicte as diferenzas entre o rendemento local e mundial dun tipo de ecosistema, por exemplo, mar. En ambos casos, os rende-

---

**17** O rendemento global da mexilla estimaríase considerando toda a produción de mexilla do mundo e toda a superficie de extracción. Se só se extrae en Galicia, o rendemento local coincidiría co global.

mentos estímense considerando unha serie de produtos asociados a cada tipo de superficie<sup>18</sup>.

Non temos a certeza de que a produtividade da mexilla fora considerada para estimar os factores de equivalencia e rendemento de ningún tipo de superficie, polo que non existe un factor que, neste caso, sexa o 100% axeitado. Se ben a consideración dun produto adicional non debe ter moita incidencia no valor dos factores, queremos destacar a existencia deste caso, non considerado, polo momento, na análise de pegada ecolóxica.

### **Modificación 7. Cambios na taxa de descartes dos produtos pesqueiros**

A versión 1.0 do MC3 incrementa a pegada dos produtos pesqueiros nun 60%, tal e como propón Wackernagel (1998b, 2000). Este coeficiente obtense comparando consumo mundial de pescado e a produción, considerando que a diferenza entre o consumo total e as capturas correspóndese con produto que se estraga. O razoamento non é, na nosa opinión, axeitado. As estatísticas de produción mundial de pescado non reflicten as capturas, senón as descargas. A diferenza entre o que se descarga e o que se consume polos humanos non obedece a que unha parte da produción se perda, senón ao un uso non alimenticio directo, principalmente para fariñas de pescado, pensos e outros produtos que tamén se incluírían na pegada. De acordo a FAO (2007), nos últimos 6 anos o 26% das descargas de pescado non son destinadas a usos alimenticios humanos.

Tería sentido incrementar a pegada dos produtos pesqueiros considerando un factor que recolla o efecto dos descartes, ou capturas non descargadas e devoltas ao mar. Así, reflectiríase que cada tonelada de pescado descargada, vendida, e consumida, precisa dun nivel de capturas superior.

Para este labor, empregamos as estimacións de Kelleher (2005) quen sitúan os descartes totais do planeta nun intervalo entre 6,8 e 8 millóns de toneladas. Considerando o valor medio do intervalo, 7,4 millóns de toneladas e as capturas manexadas neste es-

---

**18** Por exemplo, a produtividade da superficie cultivable obtense a partir do rendemento dos cereais, legumes, tubérculos... e demais cultivos obtidos nesa superficie

tudo, 78,4 millóns de toneladas, a taxa de descartes resultante é do 9,18%. É certo que o estudo de Kelleher infravalora os descartes dalgunhas especies e as descargas dalgúns países (Kelleher, 2005; Zeller e Pauly, 2005). Máis que a precisión do valor elixido, o relevante neste estudo é a correcta inclusión da pesca incidental no cálculo da PEC-PCC.

Este factor corrector sería unha aproximación, no caso de que a empresa estudada non diferencie as especies consumidas. As cantidades descartadas varían notablemente por especie e arte polo que, en caso de dispoñer información da especie concreta, se deben aplicar taxas específicas. Tampouco se debe aplicar aos produtos pesqueiros derivados de actividades como o marisqueo ou a acuicultura, pois neste caso, os descartes non existen, ou son insignificantes.

*Bernardo Alfageme* consume diferentes produtos aos que se podería aplicar unha taxa específica. Trátase de distintos cefalópodos (lura, chipirón e choco), cuxo factor de descartes é estimado nun 9 % de acordo a GFN (2006c)<sup>19</sup>.

A adquisición de produtos pesqueiros por *Gamma*, increméntase en base á taxa global do 9,18%, por non dispoñer de información das especies consumidas. Ás compras de berberechos e zamburiña que emprega *Bernardo Alfageme* e ao mexillón non se lle aplica factor de descarte algún.

## **Modificación 8. A distribución da electricidade**

A modificación realizada obedece á inclusión na folla de cálculo da distribución da electricidade da compañía eléctrica que distribúe a electricidade ás empresas estudadas, Unión Fenosa, no ano no que se realiza o estudo, o 2007. Trátase, por tanto, dunha actualización das porcentaxes de distribución aplicadas, mais que dunha modificación que implique algún cambio ao respecto do que se facía anteriormente.

A distribución do consumo entre os diferentes modos de produción se realiza con-

---

**19** Este estudo ofrece taxas medias de descartes a nivel mundial, diferenciando 8 grupos de especies, á súa vez divididos en diferentes agrupacións.

siderando a produción eléctrica de cada tipo de enerxía, asumindo que o consumo se distribúe na mesma proporción<sup>20</sup>.

Ao recibir o subministro eléctrico da mesma compañía, o peso de cada tipo de electricidade é o mesmo en todas as empresas estudadas. A táboa seguinte amosa o criterio empregado para repartir o consumo total de electricidade, e o significado dese reparto en termos de PEC-PCC. No caso da enerxía de orixe hidráulica, minihidráulica e eólica, considérase a ocupación de superficie das instalacións empregadas para producir enerxía, polo que o consumo de electricidade deste tipo non ten repercusión na PCC.

A Táboa 5.9 amosa a composición da PEC-PCC dun GJ de electricidade consumido polos clientes desta empresa. Dado que a empresa subministradora non produce en 2007 electricidade en base á enerxía solar, non existe consumo deste tipo de enerxía

**Táboa 5.9.** Distribución do consumo de electricidade nas empresas estudadas

Pegada Ecolóxica	Reparto consumo distribuidor	Gha	tCO <sub>2</sub>
Térmica (carbón)	35,71%	56,38%	56,44%
Térmica (combustibles líquidos)	0,71%	0,86%	0,86%
Térmica de gas (ciclo combinado)	38,83%	36,26%	36,30%
Nuclear	13,11%	4,81%	4,82%
Hidráulica	8,82%	0,01%	
Mini-hidráulica	0,32%	0,10%	
Eólica	1,50%	0,0003%	
Fotovoltaica	0,00%	0,00%	
Solar térmica	0,00%	0,00%	
Outros	0,99%	1,58%	1,58%
<b>Total</b>	<b>100%</b>	<b>100%</b>	<b>100%</b>

Fonte: Elaboración propia a partir de Unión Fenosa (2008).

<sup>20</sup> É dicir, se un 35,71% da electricidade producida por Unión FENOSA en España ten orixe térmica, os clientes de esta empresa consumen ese tipo de electricidade na mesma proporción.

nin, polo tanto, pegada asociada. No caso da electricidade de orixe hidráulico, eólico e minihidráulico, compútase a superficie ocupada, “pastos” nos dous primeiros casos, e “superficie cultivable” no derradeiro.

### **Modificación 9. Varios**

Incluímos neste apartado modificacións que afectan a diferentes cuestións da folla de cálculo.

A primeira, refírese á denominación do primeiro tipo de superficie considerado, denominado inicialmente “enerxía fósil”. Nese apartado, recóllese a superficie de bosques necesaria para absorber as emisións das empresas e organizacións. Dado que a denominación elixida non fai referencia a ningún tipo de superficie, consideramos oportuno substituíla por “Bosques para CO<sub>2</sub>”. Non se emprega a denominación “Área de absorción de CO<sub>2</sub>”, habitualmente empregada na análise de pegada ecolóxica, pois a próxima versión do MC3 recollerá a capacidade absorción dos bosques, mar, pastos e superficie cultivada, sendo preciso diferenciar a que tipo de superficie se refire a área de absorción de CO<sub>2</sub>.

Con relación á segunda, refírese ao uso de capítulos arancelarios da “Base de Datos de Comercio Exterior” con catro díxitos, no lugar de dous, para transformar o gasto en euros en toneladas.

#### **5.1.4.2. Cuestións específicas relativas ao estudo do ciclo de vida de bens e servizos**

A estimación do ciclo de vida de bens e servizos require de cambios na folla de cálculo, como no proceso de cálculo da PEC-PCC. No Capítulo 4 expuxéronse de modo xeral, realizando agora unha breve exposición dos cambios específicos no estudo realizado.

En primeiro lugar, engadíronse novas subcategorías. Tal e como se apuntou no Capítulo 4, cómpre identificar a fase do ciclo de vida na que se atopa o ben estudado, no noso caso, o mexillón. Para iso, engadíronse na folla de cálculo, no capítulo deno-

minado *Alimentos: proceso produtivo*, pertencente ao epígrafe 6, catro subcategorías de produto novas: *Mexillón fresco*, *Mexillón cocido*, *Mexillón en conserva* e *Mexillón en conserva (distribuidor)*, que identifican en que fase se está en cada momento. Calquera empresa que adquira, por exemplo, mexillón cocido, aplicaríaa pegada acumulada ata ese momento.

Por outro lado, a proposta de ecoetiquetado en base a  $tCO_2$ , require da estimación da PCC de cada tipo de consumo. A folla de cálculo actual só ofrece datos de emisións por capítulos, empregando unha folla de cálculo específica para estimar a PCC de cada empresa. Trátase dunha folla coa mesma estrutura que a empregada para estimar a PEC, coa única particularidade de recoller  $tCO_2$ , no lugar de Gha.

En segundo lugar, a pegada do ben obxecto do ciclo de vida, estímase aplicando as pegadas unitarias obtidas na fase anterior, tal e como se explicou no Capítulo 4. As pegadas unitarias obtéñense dividindo a PEC-PCC da empresa pola súa produción. Para este labor, empregamos a produción neta, no sentido de considerar o volume da produción sen envases. As empresas estudadas ofrecen información nestes termos, polo que, a efectos desta memoria de tese, son os valores que empregamos.

Outra cuestión relevante relaciónase coas existencias de mercadorías. A análise aplicada non considera a existencia de *stocks* de mercadorías, asumindo que se consumen todas as compras realizadas no ano, pois no momento en que un ben é adquirido a empresa adquirente é responsable da pegada que incorpora.

Unha cuestión específica do estudo realizado, relaciónase co reparto da pegada da empresa entre os diferentes produtos obtidos. *Alfa* e *Beta* obteñen un único produto, polo que a estimación das pegadas unitarias só require da división da pegada total pola produción. No caso de Bernardo Alfageme e *Gamma*, comercialízanse diferentes bens, debendo repartir a pegada xerada entre eles, tal e como se expón no apartado 5.2.

## 5.2. RESULTADOS OBTIDOS

A exposición dos resultados parte da análise da PEC-PCC das empresas estudadas. En tódolos casos, realízase a distribución da pegada total entre as diferentes superficies que integran o indicador, analízanse as actividades que xeran unha maior pegada, esti-

manse os valores unitarios acadados en cada fase e, finalmente, suxírense liñas de actuación para mellorar o desempeño ambiental de cada empresa.

Posteriormente, expóñense unha serie de reflexións a respecto dos resultados da totalidade do ciclo de vida.

### 5.2.1. A PEC-PCC de Alfa

#### 5.2.1.1. Unha visión xeral da PEC-PCC desta empresa

A Táboa 5.10 recolle a distribución da PEC-PCC de Alfa, diferenciando os seis tipos de superficie produtiva consideradas na análise de pegada ecolóxica. As 428,77 Gha de superficie requiridas están principalmente asociadas á “Bosques para CO<sub>2</sub>”, “Bosques” e “Mar”. As necesidades de “Superficie cultivable”, “Pastos” e “Superficie construída” son practicamente inexistentes.

**Táboa 5.10.** Distribución da PEC-PCC<sup>21</sup> de Alfa: tipos de superficies

Tipo de superficie	Gha	%	tCO <sub>2</sub>	%	Ha	%
Bosques para CO <sub>2</sub>	188,67	44,0%	738,6	48,66%	141,86	36,6%
Superficie cultivable	0,021	0,0%			0,01	0,0%
Pastos	0,00	0,0%			0,00	0,0%
Bosques	199,08	46,4%	779,3	51,34%	149,68	38,6%
Superficie construída	0,01	0,0%			0,01	0,0%
Mar	40,99	9,6%			96,03	24,8%
<b>Total</b>	<b>428,77</b>	<b>100%</b>	<b>1.517,91</b>	<b>100%</b>	<b>387,59</b>	<b>100%</b>

Fonte: Elaboración propia.

Esta distribución é coherente co que, a priori, se podería agardar dunha empresa

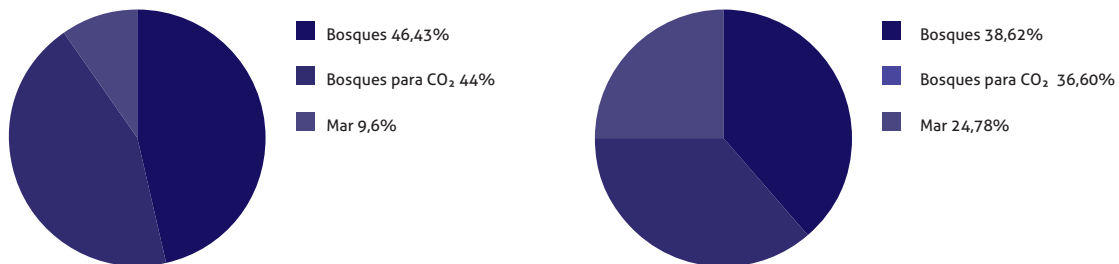
<sup>21</sup> Empregamos a denominación PEC-PCC para referirnos a pegada bruta. Se os valores son netos, engadimos este termo á denominación empregada.

destas características. A súa actividade realízase, principalmente, no mar, polo que ten sentido que o combustible consumido polas embarcacións teña relevancia na súa pegada, concretamente, na superficie “Bosques para CO<sub>2</sub>”. As bateas están feitas de madeira de eucalipto, existindo a necesidade de realizar reparacións e renovacións periódicas que requiren consumo de madeira. Isto reflectiríase na pegada dos “Bosques”. Finalmente, tanto a ocupación de superficie polas bateas, como a adquisición de cría de mexillón para o cultivo, redundarían en demanda de superficie mariña.

A ausencia de consumo de alimentos e outros recursos naturais diferentes da mexilla explica a pouca demanda de “Superficie cultivable” e “Pastos”. A superficie construída empregada está asociada a unha parte dun local, onde se sitúan as oficinas da empresa.

Con relación ás emisións de CO<sub>2</sub> (1.517,91 tCO<sub>2</sub>), polo momento o MC3 só considera a cantidade de CO<sub>2</sub> absorbida pola superficie forestal, polo que, ademais das asociadas ao consumo de enerxía, se recollen aquelas non absorbidas debido ao consumo de madeira. A Táboa 5.10 non aporta moita información á hora de explicar a súa orixe, permitíndonos observar que se reparten case a partes iguais entre os dous tipos de superficie cuxa demanda xera emisións.

Gráficos 5.1 e 5.2. Distribución da PEC de Alfa. Gha e Ha



Fonte: Elaboración propia.

En relación á demanda de superficie real (Táboa 5.10 e Gráfico 5.2), sen aplicar factores de equivalencia e rendemento, observamos como a ausencia deste tipo de coeficientes aumenta a importancia da superficie mariña, perdendo peso relativo a demanda de “Bosques para CO<sub>2</sub>” e “Bosques”. O factor de equivalencia aplicado a este tipo

de superficies, 1,33 nos dous casos, supera ao asociado ao “Mar” (0,40), o que reflicte a maior produtividade dos bosques en relación a superficie mariña, asumida na análise de pegada ecolóxica.

A distribución da pegada nos diferentes tipos de superficies que a forman constitúe un paso necesario na análise da PEC-PCC. Sen embargo, non aporta información das actividades que xeran máis pegada e sobre as que, teoricamente, se debería actuar na busca da mellora medioambiental da empresa.

Esta información é recollida nas Táboas 5.11 e 5.12, onde se mostra a distribución da PEC-PCC considerando os epígrafes e capítulos que distingue o MC3 e o seu reparto entre as diferentes superficies.

Comezando pola PEC (Táboa 5.11) tres dos oito epígrafes, *Recursos forestais* (50,1% da PEC total), *Materiais* (21,2%) e *Enerxía* (16,2%), e, xeran o 87,5% da PEC desta empresa. A demanda directa de superficie (9,6%) é o cuarto epígrafe con maior relevancia, xerando o resto dos epígrafes o restante 3%.

A propia Táboa 5.11 nos permite afondar un pouco máis na análise, no caso de que os epígrafes estean divididos en capítulos. No primeiro epígrafe, observamos a relevancia da PEC asociada ao consumo de *Combustibles* (67,34 Gha; e o 15,7% da PEC total) o que significa case a totalidade da pegada do epígrafe.

Cómpre lembrar que o consumo de electricidade non xera unicamente demanda da superficie “Bosques para CO<sub>2</sub>”, senón que o MC3 asume que a electricidade de orixe hidráulica e eólica se produce ocupando pastos, mentres que as centrais catalogadas como minihidráulicas ocupan superficie cultivable. En ambos casos, a pegada xerada é moi pequena.

No caso dos materiais, existe un consumo relevante de materiais amortizables, o que redunda nunha PEC de 69,58 Gha (o 16,2% da PEC total). A pegada do resto de capítulos ten un peso moito menor, se ben no caso dos materiais non amortizables, supera o 4,5% da PEC total.

O capítulo de *Materiais de construción*, ademais de considerar o consumo de enerxía, inclúe as necesidades de madeira das infraestruturas construídas, tendo unha parte da súa pegada asociada á superficie “Bosques”, se ben neste caso supón unha parte moi pequena da PEC total (0,3% Gha).

Táboa 5.11. Distribución da PEC<sup>22</sup> de Alfa: principais epígrafes. Gha

Epígrafe/Capítulo	Bosques para CO <sub>2</sub>	Superf. Cultiv.	Pastos	Bosques	Superf. Constr.	Mar	Total	% PEC total
<b>1. Enerxía</b>	<b>69,41</b>	<b>0,002</b>	<b>0,001</b>				<b>69,41</b>	<b>16,2%</b>
1.1 Electricidade	2,07	0,002	0,00012				2,07	0,5%
1.2 Combustibles	67,34						67,34	15,7%
<b>2. Materiais</b>	<b>90,43</b>			<b>0,31</b>			<b>90,74</b>	<b>21,2%</b>
2.1 Materiais non amortiz.	19,93						19,93	4,6%
2.2 Materiais amortiz.	69,58						69,58	16,2%
2.3 Materiais construción	0,92			0,31			1,23	0,3%
<b>3. Servizos</b>	<b>11,03</b>						<b>11,03</b>	<b>2,6%</b>
<b>4. Refugallos</b>	<b>0,00</b>						<b>0,00</b>	<b>0,00%</b>
<b>5. Uso do solo</b>					<b>0,014</b>	<b>40,990</b>	<b>41,00</b>	<b>9,6%</b>
<b>6. Recursos agropec. e pesqueiros</b>	<b>0,47</b>	<b>0,019</b>					<b>0,49</b>	<b>0,1%</b>
6.1 Manufacturas e vestiario								
6.2 Comidas de empresa	0,47	0,019					0,49	0,1%
6.3 Alimentos: proceso produtivo								
<b>7. Recursos forestais</b>	<b>17,33</b>			<b>197,63</b>			<b>214,96</b>	<b>50,1%</b>
<b>8. Auga</b>				<b>1,14</b>			<b>1,14</b>	<b>0,3%</b>
<b>Total</b>	<b>188,67</b>	<b>0,02</b>	<b>0,00</b>	<b>199,08</b>	<b>0,01</b>	<b>40,99</b>	<b>428,77</b>	<b>100%</b>

Fonte: Elaboración propia.

O principal residuo xerado son os aceites consumidos nos motores das embarcacións, 4.000 litros, entregados a un xestor de residuos, recolléndose o pago a esta empresa no capítulo *Servizos*. Non se ten en conta a acumulación de materia orgánica nos fondos mariños que, teoricamente, xera diferentes efectos nos ecosistemas das rías

<sup>22</sup> Empregamos a denominación PEC-PCC para referirnos a pegada bruta. Se os valores son netos, engadimos este termo á denominación.

(desprazamento de especies, anoxia...)<sup>23</sup>. A empresa non rexistra outro tipo de refugалlos, nin nos pode ofrecer unha estimación, polo que non son incluídos na análise.

Os *Recursos Agropecuarios e Pesqueiros*, o terceiro epígrafe dividido en capítulos xera unha pegada moi reducida (0,49 Gha; 0,1% da PEC total), estando vinculada ao capítulo de *Comidas de empresa*.

Máis relevancia ten o consumo de produtos forestais, onde, como veremos, se inclúe a pegada da madeira empregada na construción das bateas. O consumo de auga só supón o 0,3 % da PEC total.

En termos de PCC, (Táboa 5.12), as 1.517,91 tCO<sub>2</sub> xeradas repártense en dúas superficies, “Bosques para CO<sub>2</sub>” e “Bosques”. No primeiro caso recóllense as emisións derivadas do consumo de enerxía realizado directamente por cada empresa (electricidade e combustibles), ademais das derivadas da enerxía necesaria para producir o resto de bens consumidos e prestar os servizos contratados. No segundo, a cantidade de CO<sub>2</sub> non absorbida pola madeira incorporada aos produtos que adquire a empresa.

A análise dos principais epígrafes e capítulos ofrece, como é de agardar, resultados similares aos da PEC: tres epígrafes *Enerxía*, *Materiais* e *Recursos forestais* xeran case a totalidade da PCC, sen que o resto teña, practicamente, relevancia algunha.

Considerando a PCC dos capítulos que se diferencian nas Táboas 5.11 e 5.12 vale tamén o dito anteriormente: o consumo de combustibles (263,60 tCO<sub>2</sub>) e materiais amortizables (272,39 tCO<sub>2</sub>) son os dous capítulos máis relevantes, xerando o 35,3% do total das emisións da empresa. Se engadimos as emisións derivadas do consumo de recursos forestais (841,49 tCO<sub>2</sub>), epígrafe non dividido en capítulos, completamos o 91% da PCC desta empresa.

En relación á contrapegada, esta empresa non dispón de superficie que poda ser computada neste concepto, polo que a PEC-PCC bruta coincide coa neta.

---

**23** Por outro lado, unha boa xestión por parte do produtor en termos da localización das bateas, o control da dinámicas dos fondos... podería crear efectos positivos no medio (abonado ou alimentación directa doutras especies...) sen que exista consenso científico a respecto de como afrontar a xestión deste tipo de refugалlos.

Táboa 5.12. Distribución da PCC de Alfa: principais epígrafes. tCO<sub>2</sub>

Epígrafe/Capítulo	Bosques para CO <sub>2</sub>	Superf. Cultiv.	Pastos	Bosques	Superf. Constr.	Mar	Total	% PCC total
<b>1. Enerxía</b>	<b>271,71</b>						<b>271,71</b>	<b>17,9%</b>
1.1 Electricidade	8,11						8,11	0,1%
1.2 Combustibles	263,60						263,60	17,4%
<b>2. Materiais</b>	<b>397,20</b>			<b>1,22</b>			<b>398,42</b>	<b>26,2%</b>
2.1 Materiais non amortiz.	78,03						78,03	5,1%
2.2 Materiais amortiz.	272,39						272,39	17,9%
2.3 Materiais construción	3,59			1,22			4,81	0,3%
<b>3. Servizos</b>	<b>43,19</b>						<b>43,19</b>	<b>2,8%</b>
<b>4. Refugallos</b>	<b>0,00</b>						<b>0,00</b>	<b>0,00%</b>
<b>5. Uso do solo</b>							<b>0,00</b>	<b>0,00%</b>
<b>6. Recursos agropec. e pesqueiros</b>	<b>1,84</b>						<b>1,84</b>	<b>0,1%</b>
6.1 Manufacturas e vestiario								
6.2 Comidas de empresa	1,84			0			1,84	0,1%
6.3 Alimentos: proceso produtivo	0,00						0,00	0,00%
<b>7. Recursos forestais</b>	<b>67,83</b>			<b>773,66</b>			<b>841,49</b>	<b>55,4%</b>
<b>8. Auga</b>				<b>4,45</b>			<b>4,45</b>	<b>0,3%</b>
<b>Total</b>	<b>738,58</b>			<b>779,33</b>			<b>1.517,91</b>	<b>100%</b>

Fonte: Elaboración propia.

### 5.2.1.2. Análise da PEC-PCC das principais categorías de produto estudadas

A localización das actividades que xeran maior pegada realízase ofrecendo información específica das categorías de produtos en que se dividen os epígrafes e capítulos. Os Gráficos 5.3-5.8 afondan na PEC-PCC dos primeiros tres epígrafes, mentres que os Gráficos 5.19-5.12 están referidos ao resto dos epígrafes e capítulos. Na medida en que existe proporcionalidade entre Gha e tCO<sub>2</sub>, as porcentaxes que amosan son válidas, tanto para a PEC como para a PCC.

#### Epígrafes 1-4. Enerxía, Materiais e Servizos

Tal e como amosan as Táboas 5.11 e 5.12, a PEC-PCC dos produtos incluídos nestes epígrafes relaciónase, na práctica totalidade, cunha única superficie, os “Bosques para CO<sub>2</sub>”, recollendo os Gráficos 5.3-58 a distribución da pegada relacionada con esta superficie.

A distribución da pegada do consumo de electricidade asociado á superficie “Bosques para CO<sub>2</sub>” que recolle o Gráfico 5.3 está delimitada pola orixe da produción da compañía eléctrica distribuidora, sendo a mesma para todas as empresas analizadas. As diferenzas entre os casos estudados non se manifestarán na distribución entre as diferentes orixes da electricidade, senón na importancia do consumo eléctrico na PEC-PCC, moi reducida no caso do produtor de mexillón. En todo caso, cabe destacar o predominio da produción de electricidade de orixe térmica da empresa subministradora (93,6 % da produción total), cuxa aposta polas enerxías renovables non é, polo momento, moi forte.

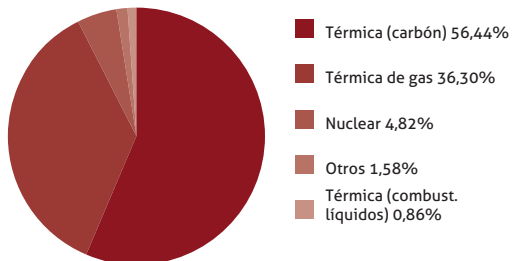
No caso dos combustibles (Gráfico 5.4), confírmase a hipótese da relevancia do seu uso polas embarcacións, pois o 82,4% da pegada do capítulo, 55,47 Gha e 217,14 tCO<sub>2</sub>, se debe ao consumo de gasóleo B, empregado na propulsión dos barcos dos que dispón a empresa. O gasóleo A e a gasolina son empregados, principalmente, por camións para distribuír o mexillón, ademais de ser usados en desprazamentos do persoal. Na pegada desta categoría reflíctense tamén as viaxes en avión realizadas, se ben a súa importancia é moi pequena.

Os materiais non amortizables adquiridos (Gráfico 5.5) se reducen a tres categorías de produto. A pegada máis relevante correspóndelle ás manufacturas de aceiro (56,3% da PEC-PCC do capítulo), que inclúen a compra de cadeas e grilletes para as bateas. O material téxtil sintético semielaborado (7,85 Gha; 30,73 tCO<sub>2</sub>; 39,4%) está tamén claramente relacionado coa actividade produtiva, pois contén diferentes tipos de cordas e fíos, venda para fixar a cría nas cordas das bateas e, en menor medida a roupa de traballo. O consumo de material de oficina de diferente natureza está recollido na categoría *Miscelánea de produtos manufacturados*, sen dispoñer de información que nos permita desagregar esa consumo en diferentes produtos.

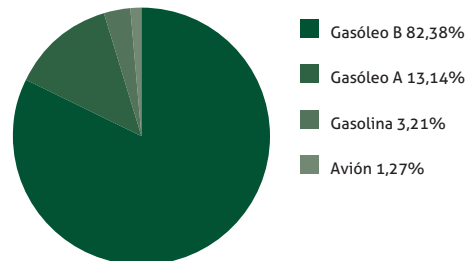
A pegada xerada debido ao emprego dos materiais amortizables (Gráfico 5.6) in-

Gráficos 5.3-5.8. Distribución da PEC-PCC de Alfa: Epígrafes 1-4

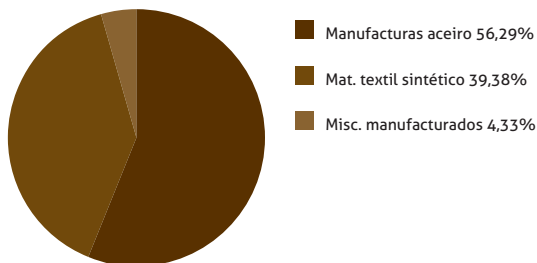
5.3. Electricidade



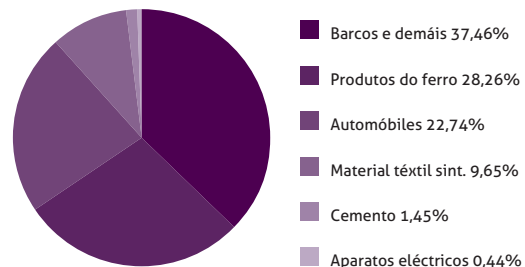
5.4. Combustibles



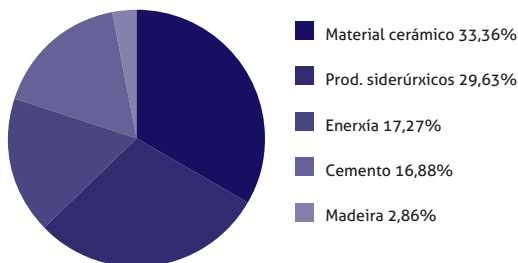
5.5. Materiais non amortizables



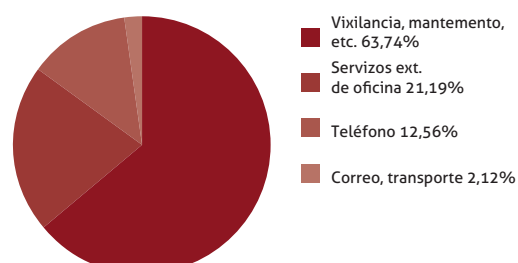
5.6. Materiais amortizables



5.7. Materiais de construción



5.8. Servizos



Fonte: Elaboración propia.

clúe 6 categorías de produtos. En tódolos casos, recolle a amortización anual de cada ben, e non o seu consumo total. Deste modo, evítase que a pegada experimente fortes ascensos nos anos no que se adquire inmovilizado.

O elemento máis importante computa a enerxía empregada na construción dos barcos (26,06 Gha; 102,02 tCO<sub>2</sub>; 37,5% da PEC-PCC do capítulo). As 26,06 Gha asociadas a esta categoría de produto superan a varios capítulos e incluso a epígrafes completos. A pesares da denominación *Barcos e demais artefactos flotantes*, non se inclúe a pegada

xerada na construción das bateas. Neste caso, as súas compoñentes (estrutura de fondeo, vigas e puntóns, flotadores, cordas e cadeas e grilletes) son amortizados separadamente e asociados cada un á correspondente categoría de produto.

A amortización das cadeas, grilletes e flotadores que forman parte dos viveiros está recollida na categoría *Produtos básicos do ferro* (19,66 Gha; 76,98 tCO<sub>2</sub>; 28,3% da PEC-PCC total do capítulo). As cordas, 6,71 Gha; 26,29 tCO<sub>2</sub>; 9,65%, na categoría *Material téxtil sintético semielaborado*, e a estrutura de fondeo, 1,01 Gha; 3,96 tCO<sub>2</sub>; 1,5%, na categoría *Cemento*. A pegada xerada polo consumo de madeira empregada para construír as bateas está recollida, como veremos, no epígrafe *Recursos forestais*, no capítulo denominado *Produtos básicos da madeira*.

A PEC-PCC dos materiais amortizables complétase recollendo a enerxía consumida na produción dos vehículos terrestres (15,82 Gha; 61,93 tCO<sub>2</sub>; 22,7% da PEC-PCC total do capítulo) e nos diferentes aparatos eléctricos empregados pola empresa (0,44%). Os vehículos terrestres son empregados no transporte do mexillón e persoal da empresa, mentres que, no segundo caso, inclúense, principalmente, aparatos de comunicación das embarcacións amortizados separadamente e equipos de proceso da información empregados nas oficinas.

O capítulo de *Materiais de construción* recolle a pegada xerada polo consumo de enerxía, necesario para construír as oficinas que emprega a empresa<sup>24</sup>. O MC3 incorpora un criterio de reparto, de modo que o valor da construción se distribúe entre diferentes materiais, existindo diferenzas en función do tipo de obra. Unha vez feito esta distribución, procédese do mesmo modo que co resto de materiais, estimando a PEC-PCC asociada ao consumo de enerxía, coa excepción do consumo de madeira que, ademais desta compoñente, presenta pegada asociada á superficie “Bosques”. Si se trata de edificios de fábrica ou hormigón, a distribución da pegada é a que amosa o Gráfico 5.7.

A pegada asociada aos diferentes servizos contratados por esta empresa repártese entre catro servizos diferenciados *Servizos de mantemento, vixilancia, limpeza...* (7,03 Gha; 27,53 tCO<sub>2</sub>; 63,7% da PEC-PCC do epígrafe), *Servizos externos de oficina* (2,34

---

<sup>24</sup> Concretamente, a parte da enerxía total correspondente á amortización do ano 2007.

Gha; 9,15 tCO<sub>2</sub>; 21,2%), *Teléfonos* (1,39 Gha; 5,43 tCO<sub>2</sub>; 12,6%) “Correos, paquetería e transporte” (0,23 Gha; 0,92 tCO<sub>2</sub>; 2,1%). No primeiro caso, inclúese o consumo de enerxía realizado en diferentes reparacións e o mantemento das embarcacións, ademais da contratación do servizo de recollida de aceites. Os servizos externos, inclúen principalmente, servizos de profesionais independentes e publicidade e propaganda. Os dous derradeiros casos incorporan a pegada dos servizos telefónicos, ademais da xerada no transporte que se subcontrata para distribuír a mercadoría vendida.

### **Epígrafes 5-7. Uso do solo, Recursos agropecuarios e pesqueiros, Recursos forestais, Auga**

En relación ao resto de epígrafes, a distribución da pegada orixinada entre as diferentes categorías de produtos está recollida nos Gráficos 5.9-5.12. O consumo dos produtos incluídos nestes produtos xera demanda de diferentes superficies.

O uso do solo (Gráfico 5.9) recolle a ocupación directa de superficie. A práctica totalidade do espazo do que se apropia o produtor de mexillón é superficie mariña. A categoría *Acuicultura no mar* (39,37 Gha; 96,0% da PEC do epígrafe) recolle a superficie que ocupan as bateas. Considérase área total de cada concesión, o que inclúe tanto a ocupada polo viveiro, como a parte non ocupada, pero reservada para usos acuícolas<sup>25</sup>.

A superficie ocupada pola mexilla extraída para o cultivo de mexillón (1,61 Gha) constitúe, o 3,9% da PEC do epígrafe. Recóllese na categoría *Usos acuáticos (sen acuicultura)* e considérase superficie mariña, polos motivos expostos no apartado 5.1.4. Finalmente, o epígrafe completase coa consideración da superficie ocupada polo inmobile onde se sitúan as oficinas da empresa, asignada á “Superficie construída”.

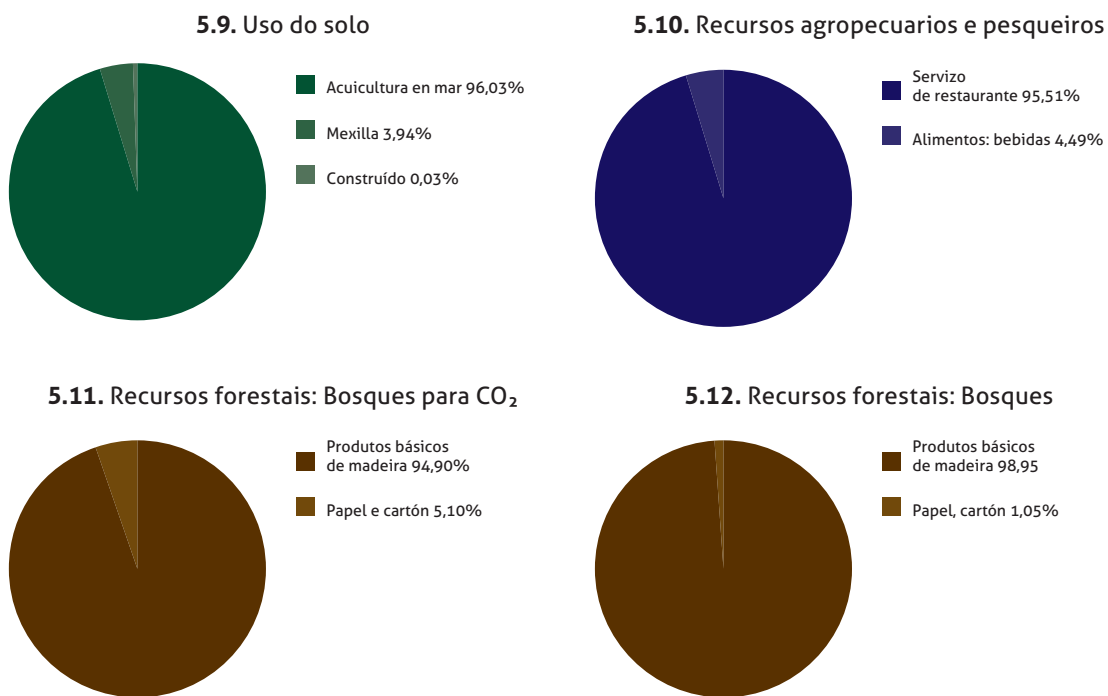
A importancia do epígrafe *Recursos agropecuarios e pesqueiros* na pegada desta empresa é mínima. As 0,49 Gha e 1,84 tCO<sub>2</sub> que se recollen neste caso están asociadas na súa totalidade ao capítulo *Comidas de empresa*. A pegada deste tipo de recursos reflíctese nas superficies “Bosques para CO<sub>2</sub>” e “Superficie cultivable”. O Gráfico 5.10 amosa a

---

**25** As concesións realízanse asignando cuadrículas dunha hectárea a cada batea. Trátase de artefactos fondeados, pero que se moven en función das correntes, ventos...

distribución da pegada asociada a primeira das dúas superficies, que recolle o consumo de enerxía das comidas realizadas en restaurantes (0,45 Gha; 1,76 tCO<sub>2</sub>; 95,5% da PEC-PCC desta superficie do epígrafe), ademais da asociada a unha partida de viño adquirida por esta empresa, recollida na categoría de *Alimentos: bebidas*. Este último consumo orixina a totalidade da demanda de superficie cultivable, 0,019 Gha.

**Gráficos 5.9-5.12. Distribución da PEC-PCC de Alfa: Resto de epígrafes**



Fonte: Elaboración propia.

O epígrafe *Recursos forestais* ten unha maior relevancia na PEC-PCC do produtor de mexillón, acadando 214,96 Gha e 841,49 tCO<sub>2</sub>, repartidas en dous tipos de superficie “Bosques para CO<sub>2</sub>” e “Bosques”. Os Gráficos 5.11 e 5.12 recollen a distribución das diferentes categorías que orixinan a pegada, diferenciando ás dúas superficies coas que se asocia.

A enerxía incorporada aos produtos recollidos neste epígrafe, está principalmente relacionada coa adquisición de *Produtos básicos de madeira* (94,90% da PEC-PCC asociada ao consumo de enerxía epígrafe). Esta categoría de produto recolle a PEC-PCC da

amortización da madeira empregada nas bateas que posúe a empresa, acadando 16,44 Gha e 64,37 tCO<sub>2</sub>. O restante 5,1% orixínase no consumo de papel e cartón, realizado principalmente nas oficinas.

O consumo de recursos forestais xera tamén demanda da superficie “Bosques”. A madeira empregada nas bateas mantense como o principal xerador de PEC-PCC, demandando 195,55 Gha de superficie forestal, o que significa a emisión de 765,55 tCO<sub>2</sub>, o 98,9 % da PEC-PCC do epígrafe.

É destacable que agregación da pegada das bateas (cadeas, flotadores, estrutura de fondeo, madeira...), repartida en diferentes capítulos e epígrafes, ofrece un resultado de 239,37 Gha (o 55,8% da PEC total da empresa) e 940,13 tCO<sub>2</sub> (o 61,9% da PCC).

O consumo de auga relaciónase co realizado nas oficinas da empresa, sen que estea dividido en diferentes capítulos.

### **5.2.1.3. A pegada unitaria de Alfa**

A análise da orixe da PEC-PCC das empresas estudadas ilustra a utilidade do método á hora de tomar decisións que contribúan a mellorar o impacto no medio ambiente das empresas estudadas. A maiores, permite a estimación da pegada unitaria que será aplicada por aquelas empresas que adquiran mexillón fresco.

No Táboa 5.13 podemos atopar esta información. A produción da empresa é de 4.928 t de mexillón o que implica que a PEC-PCC bruta por tonelada de produto desta empresa ascende a 0,087 Gha/t produto ou 0,308 tCO<sub>2</sub>/t. Este resultado é similar ao obtido noutros estudos realizados para empresas deste tipo, cuxa PEC-PCC variaba entre 0,08 e 0,12 Gha/t e 0,35 e 0,58 tCO<sub>2</sub>/t, a pesares de ser empresas de tamaño diferente (Carballo Penela e García-Negro, 2008b).

O uso da pegada unitaria implica que cada empresa do ciclo de vida estudado que adquira mexillón fresco, estimará a PEC-PCC deste consumo multiplicando a cantidades consumida (t), por esta pegada unitaria. Dado que a pegada total é asignada aos diferentes tipos de superficies considerados, cómpre proceder do mesmo modo cos valores unitarios. Simplemente habería que dividir a PEC-PCC total asociada a cada superficie, pola produción da empresa, tal e como reflicte a Táboa 5.13.

Neste caso, e durante todo o ciclo de vida estudado, divídese a PEC-PCC polo peso neto da produción, sen incluír os envases que conteñen o produto. Este modo de proceder xustifícase debido a que todas as empresas analizadas nos facilitan a información neta, tal e como habitualmente miden a súa produción.

**Táboa 5.13.** A pegada unitaria de Alfa

Tipo de superficie	Bosques para CO <sub>2</sub>	Superficie cultivable	Pastos	Bosques	Superficie constr.	Mar	Total
PEC (Gha)	188,668	0,021	0,00	199,08	0,01	40,99	428,77
Produción (t)	4.928	4.928	4.928	4.928	4.928	4.928	4.928
PEC (Gha/t)	0,038	0,000	0,000	0,040	0,000	0,008	0,087
PCC (tCO <sub>2</sub> )	738,51			779,33			1.517,9
Produción (t)	4.928			4.928			4.928
PCC (tCO <sub>2</sub> /t)	0,149			0,158			0,308

Fonte: Elaboración propia.

O produto da pegada unitaria asociada a cada superficie polo consumo de mexillón fresco (t) permite a estimación da pegada asociada a cada superficie das empresas que adquiren mexillón.

A maior importancia da PEC asociada as superficies “Bosques para CO<sub>2</sub>” e “Bosques” reflíctese, obviamente, en que estas dúas compoñentes son as principais, unha vez que se relacionan coa cantidade producida. No caso da PCC, son as únicas que xeran pegada.

#### **5.2.1.4. Consideracións a respecto dos resultados obtidos**

Parécenos relevante destacar que unha maioría da pegada desta empresa está vinculada ao uso de medios de produción empregados, principalmente, as bateas.

A aplicación de tratamentos que incrementen a vida da madeira empregada nos viveiros flotantes, sen danar o medio ambiente, podería ser unha opción a ter en conta para reducir a pegada das bateas. A produción dos viveiros empregando materiais alter-

nativos á madeira de eucalipto, por exemplo, o polietileno, podería ter tamén relevancia na redución a pegada desta empresa, sendo preciso dispoñer de información que nos permita comparar a PEC-PCC das distintas opcións existentes no mercado. O seu ecoetiquetado sería unha forma axeitada de proporcionar esta información.

O cultivo de mexillón é unha actividade realizada ao aire libre, que non precisa da adición de alimentos artificiais, nin produtos químicos precisos noutro tipo de acuicultura. O seu maior impacto ambiental relaciónase, en teoría, coa acumulación de materia orgánica nos fondos mariños, cuxa pegada non é recollida polo MC3.

A PEC-PCC obtida é a máis baixa das empresas estudadas tanto en termos absolutos, 428,77 Gha e 1.517,91 tCO<sub>2</sub>, como unha vez relacionada coa produción obtida, 0,087 Gha/t e 0,308 tCO<sub>2</sub>/t. A marxe de redución non é elevada, se ben a relevancia da pegada do consumo de combustibles das embarcacións podería ser menor si se incorporasen novas tecnoloxías que permitan unha maior eficiencia no consumo. O deseño de motores máis eficientes ou a incorporación de novos combustibles, son cuestións actualmente en desenvolvemento no sector pesqueiro. Así mesmo, a agrupación e cooperación entre os bateiros para reducir o consumo, e polo tanto a pegada do combustible, pode ser unha medida útil.

A estimación das diferentes pegadas unitarias implica cambios relevantes nos resultados obtidos. Ata o momento, o consumo de mexillón xeraba pegada asociada a dous tipos de superficies “Bosques para CO<sub>2</sub>” e “Mar”. Agora, calquera empresa que adquira mexillón fresco, ou calquera outro produto para o que se estea estimando o ciclo de vida, recibirá pegada de todas as superficies demandadas pola empresas das que participaron nas fases anteriores.

## **5.2.2. A PEC-PCC de Beta**

### **5.2.2.1. Unha visión xeral da PEC-PCC desta empresa**

Ao igual que no caso anterior, comezamos á análise da pegada do cocedoiro de mexillón, recollendo a distribución da PEC-PCC entre os diferentes tipos de superficie produtiva (Táboa 5.14). Neste caso, a demanda de superficie en Gha está asociada, princi-

**Táboa 5.14.** Distribución da PEC-PCC de *Beta*: tipos de superficies

Tipo de superficie	Gha	%	tCO <sub>2</sub>	%	Ha	%
Bosques para CO <sub>2</sub>	783,64	63,2%	3.067,74	67,3%	589,21	57,0%
Superficie cultivable	0,25	0,0%			0,09	0,0%
Pastos	0,02	0,0%			0,03	0,0%
Bosques	380,19	30,6%	1.488,31	32,7%	285,86	27,7%
Superficie construída	11,90	1,0%			6,01	0,6%
Mar	64,65	5,2%			151,5	14,7%
<b>Total</b>	<b>1.240,65</b>	<b>100%</b>	<b>4.556,08</b>	<b>100%</b>	<b>1.032,67</b>	<b>100%</b>

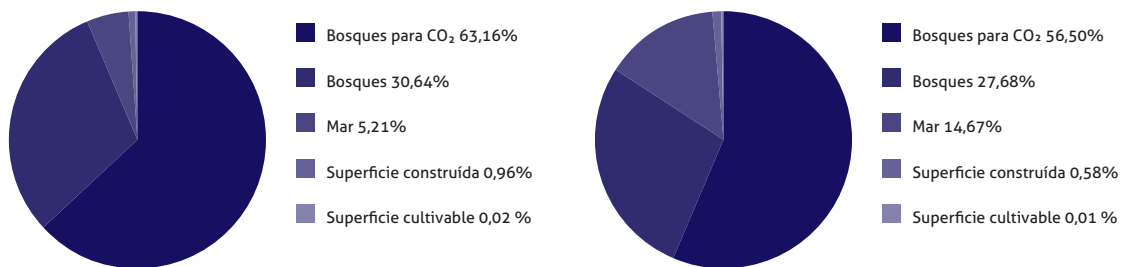
Fonte: Elaboración propia.

palmente, ás superficies “Bosques para CO<sub>2</sub>” e “Bosques”, coas que se vincula o 93,8% da PEC.

As necesidades do resto de superficies consideradas, son moito menores, incluíndo a superficie mariña, especificamente relacionada co consumo de mexillón. Como veremos, a introdución na análise das pegadas unitarias influirá neste feito, ao relacionar calquera produto con todas as superficies que emprega a empresa que o produce.

O reparto da PCC entre as dúas superficies ás que, polo momento, se asignan as emisións da empresa, é similar ao da PEC. As modificacións do peso de cada unha obedecen á ausencia de pegada asociada ao resto de superficies con representación na PEC.

**Gráficos 5.13 e 5.14.** Distribución da PEC de *Beta*. Gha e Ha



Fonte: Elaboración propia.

En relación á superficie real (Táboa e Gráfico 5.14), a aplicación de factores de equivalencia aumenta o peso das compoñentes relacionadas coas superficies “Bosques para CO<sub>2</sub>” e “Bosques”. A PEC expresada en hectáreas amosa que existe unha demanda con certa relevancia de superficie mariña, o que ten sentido considerando o produto transformado por esta empresa. A aplicación de factores de equivalencia reduce a súa importancia do 14,7% ao 5,2% da PEC.

A obtención de información que explique a distribución recollida na Táboa 5.14, require a análise da composición dos diferentes bens e servizos que consume esta empresa e dos refugallos xerados. As Táboas 5.15 e 5.16 permiten a realización desta tarefa, ofrecendo información da PEC-PCC asociada aos epígrafes e capítulos que a nosa análise recolle.

Considerando a PEC (Táboa 5.15), o consumo de recursos agropecuarios e pesqueiros, 676,27 Gha (o 54,5% da PEC total) e enerxía (325,56 Gha, 26,2%), producen o 80,7% da pegada total desta empresa. No primeiro caso, a totalidade da pegada está asociada ao capítulo *Alimentos: proceso produtivo* e, concretamente a adquisición de mexillón fresco.

O resto de epígrafes teñen un peso moito menor, sendo destacable a PEC do consumo de materiais, 107,81 Gha, (8,7% da PEC-PCC total) e recursos forestais 68,61 Gha (5,5%).

A análise dos diferentes capítulos incluídos no epígrafe *Enerxía* mostra como o consumo de electricidade (259,08 Gha; o 20,9% da PEC total) é o capítulo dominante. O seu uso está principalmente relacionado coa alimentación da maior parte da maquinaria empregada no proceso produtivo, ademais da iluminación das instalacións. Innda que lonxe da electricidade, o uso de combustibles (66,48 Gha, o 5,4% da PEC total), constitúe tamén un elemento relevante na pegada desta empresa.

Con relación aos materiais, destaca o peso da pegada dos materiais amortizables (o 4,9% do total), existindo igualdade en canto a importancia dos outros dous capítulos, materiais non amortizables e materiais de construción, cuxa PEC sitúase en torno ao 2% do total. A importancia do resto de epígrafes é moito menor, sen acadar o 2%.

A PCC de *Beta* (Táboa 5.16) supera as 4.556 tCO<sub>2</sub>. A enerxía incorporada aos recursos agropecuarios e pesqueiros consumidos acada 2.394,1 tCO<sub>2</sub>, o que supón máis da metade da totalidade das emisións desta empresa.

**Táboa 5.15.** Distribución da PEC de *Beta*: principais epígrafes. Gha

Epígrafe/Capítulo	Bosques para CO <sub>2</sub>	Superf. Cultiv.	Pastos	Bosques	Superf. Constr.	Mar	Total	% PEC total
<b>1. Enerxía</b>	<b>325,33</b>	<b>0,22</b>	<b>0,02</b>				<b>325,56</b>	<b>26,2%</b>
1.1 Electricidade	258,85	0,22	0,02				259,08	20,9%
1.2 Combustibles	66,48						66,48	5,4%
<b>2. Materiais</b>	<b>101,90</b>			<b>5,91</b>			<b>107,81</b>	<b>8,7%</b>
2.1 Materiais non amortiz.	22,87						22,87	1,8%
2.2 Materiais amortiz.	61,63						61,63	4,9%
2.3 Materiais construción	17,40			5,913			23,31	1,9%
<b>3. Servizos</b>	<b>23,55</b>						<b>23,55</b>	<b>1,9%</b>
<b>4. Refugallos</b>	<b>18,46</b>						<b>18,46</b>	<b>1,5%</b>
<b>5. Uso do solo</b>	<b>0</b>		<b>0,00</b>		<b>11,88</b>		<b>11,88</b>	<b>0,9%</b>
<b>6. Recursos agropec. e pesqueiros</b>	<b>297,57</b>	<b>0,03</b>	<b>0,00</b>	<b>313,99</b>	<b>0,02</b>	<b>64,65</b>	<b>676,27</b>	<b>54,5%</b>
6.1 Manufacturas e vestiario	0,00	0,00					0,00	0%
6.2 Comidas de empresa	0,00						0,00	0%
6.3 Alimentos: proceso produtivo	297,57	0,03	0,000	313,99	0,02	64,65	676,27	54,5%
<b>7. Recursos forestais</b>	<b>16,84</b>			<b>51,77</b>			<b>68,61</b>	<b>5,5%</b>
<b>8. Auga</b>				<b>8,51</b>			<b>8,51</b>	<b>0,69%</b>
<b>Total</b>	<b>783,64</b>	<b>0,25</b>	<b>0,016</b>	<b>380,19</b>	<b>11,90</b>	<b>64,65</b>	<b>1.240,65</b>	<b>100%</b>

Fonte: Elaboración propia.

A PCC derivada do consumo de enerxía, ascende a 1.273,56 t CO<sub>2</sub>, das que o 79,5% xorden debido ao consumo de electricidade. Igualmente relevantes son as emisións relacionadas coa adquisición de bens dentro do epígrafe 7, alcanzando 268,60 t CO<sub>2</sub>, o 5,9% da PCC.

En relación á contrapegada, recóllese a superficie das 0,3 ha de pastos e xardíns dos que dispón a empresa, cunha contrapegada de 0,18 Gha. A versión actual do MC3 non recolle a absorción de CO<sub>2</sub> deste tipo de superficie, polo que non existe contrapegada en termos de PCC.

Táboa 5.16. Distribución da PCC de *Beta*: principais epígrafes. tCO<sub>2</sub>

Epígrafe/Capítulo	Bosques para CO <sub>2</sub>	Superf. Cultiv.	Pastos	Bosques	Superf. Constr.	Mar	Total	% PCC total
<b>1. Enerxía</b>	<b>1273,56</b>						<b>1.273,56</b>	<b>27,95%</b>
1.1 Electricidade	1.013,32						1.013,32	22,2%
1.2 Combustibles	260,24						260,24	5,7%
<b>2. Materiais</b>	<b>398,90</b>			<b>23,15</b>			<b>422,05</b>	<b>9,26%</b>
2.1 Materiais non amortiz.	89,53						89,53	2,0%
2.2 Materiais amortiz.	241,28						241,28	5,3%
2.3 Materiais construción	68,10			23,15			91,25	2,0%
<b>3. Servizos</b>	<b>92,18</b>						<b>92,18</b>	<b>2,0%</b>
<b>4. Refugallos</b>	<b>72,26</b>						<b>72,26</b>	<b>1,6%</b>
<b>5. Uso do solo</b>	<b>0,00</b>						<b>0,00</b>	<b>0,0%</b>
<b>6. Recursos agropec. e pesqueiros</b>	<b>1.164,91</b>			<b>1.229,19</b>			<b>2.394,10</b>	<b>52,5%</b>
6.1 Manufacturas e vestiario	0,00			0,00			0,00	0,0%
6.2 Comidas de empresa	0,00			0,00			0,00	0,0%
6.3 Alimentos: proceso produtivo	1.164,91			1.229,19			2.394,10	52,5%
<b>7. Recursos forestais</b>	<b>65,92</b>			<b>202,68</b>			<b>268,60</b>	<b>5,9%</b>
<b>8. Auga</b>				<b>33,32</b>			<b>33,32</b>	<b>0,7%</b>
<b>Total</b>	<b>3.067,74</b>			<b>1.488,34</b>			<b>4.556,08</b>	<b>100%</b>

Fonte: Elaboración propia.

### 5.2.2.2. Análise da PEC-PCC das principais categorías de produto estudadas

Os Gráficos 5.15-5.20 desagregan os capítulos dos primeiros catro epígrafes da folla de cálculo, cuxa PEC-PCC está fundamentalmente relacionada co consumo de enerxía e vinculada á superficie “Bosques para CO<sub>2</sub>”. Os Gráficos 5.21-5.22, céntranse na distribución da pegada dos recursos forestais. Os comentarios sobre os capítulos dos epígrafes 5, 6, e 8 non precisan representación gráfica algunha, pois inclúen unha única compoñente.

## Epígrafes 1-4. Enerxía, Materiais, Servizos e Refugallos

A distribución da pegada da superficie “Bosques para CO<sub>2</sub>” entre os diferentes tipos de electricidade que emprega a compañía distribuidora, é o mesmo que en todas as empresas estudadas (Gráfico 5.15). O mesmo ocorre coa parte da PEC-PCC deste tipo de consumo vinculada á “Superficie cultivada” e “Pastos”, se ben esta pegada é, practicamente, nula (Táboa 5.15). O dato a destacar é que o consumo de electricidade é unha das principais compoñentes da PEC-PCC desta empresa.

A pegada asociada aos combustibles ten a súa orixe no consumo de gasóleo B, (55,47 Gha; 109,39 tCO<sub>2</sub>; 83,4 % da PEC-PCC do capítulo) empregado, principalmente, nos autoclaves empregados para a cocción do mexillón. O consumo de gasóleo A e gasolina, relacionados co transporte de mercadorías e persoas, é moito menor, acadando a suma da PEC-PCC asociada a ambos 11,01 Gha e 43,10 tCO<sub>2</sub>, o 16,6% da PEC-PCC dos combustibles.

O uso de diferentes materiais non amortizables e, por tanto, a pegada asociada (Gráfico 5.17), está fortemente marcada por tres categorías de produto: produtos de plástico (9,26 Gha; 18,26 tCO<sub>2</sub>; 40,5% da PEC-PCC do capítulo); produtos químicos e limpeza (7,45 Gha; 14,69 tCO<sub>2</sub>; 32,6%) e sal (5,86 Gha; 10,97 tCO<sub>2</sub>; 24,3%). No primeiro caso, inclúese o consumo de 452.000 bolsas de plástico empregadas como o envase para o mexillón obtido. O mantemento dunhas condicións hixiénicas da maquinaria e instalacións da empresa axeitadas require o uso de diferentes produtos químicos, principalmente hipoclorito. Esta categoría inclúe tamén a glucosa empregada no glaseado do mexillón, outros produtos de limpeza como espuma desinfectante e deterxentes, ademais de varios produtos químicos empregados no laboratorio (ácido bórico, ácido sulfúrico, nitrato de prata..)<sup>26</sup>. O sal é agregado no proceso de separación da cuncha e a vianda, onde o mexillón e bañado en salmoira.

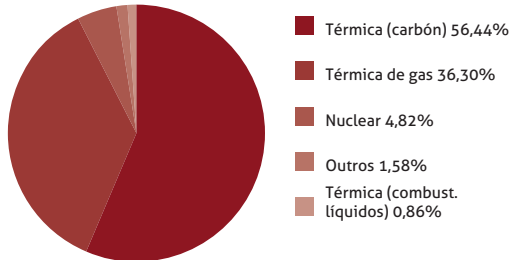
A PEC-PCC dos materiais amortizables (Gráfico 5.18) procede, principalmente, da enerxía incorporada na produción da maquinaria industrial (44,04 Gha; 86,85 tCO<sub>2</sub>;

---

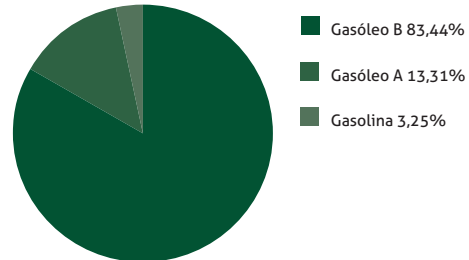
<sup>26</sup> No laboratorio realízanse diferentes análises (detección de patóxenos, substancias químicas...) en busca de garantir a seguridade alimentaria do produto.

Gráficos 5.15-5.20. Distribución da PEC-PCC de *Beta*: epígrafes1-4

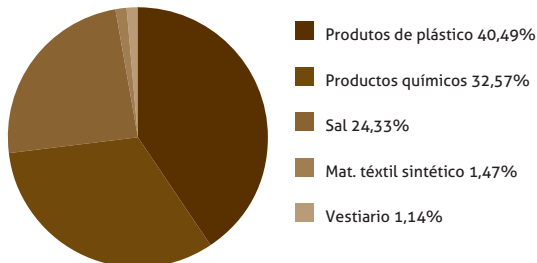
5.15. Electricidade



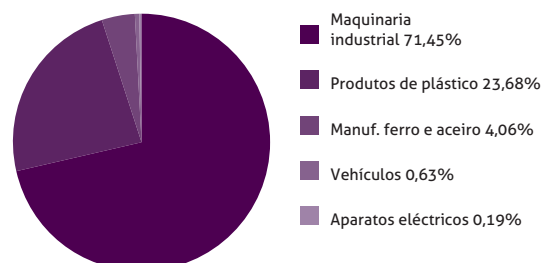
5.16. Combustibles



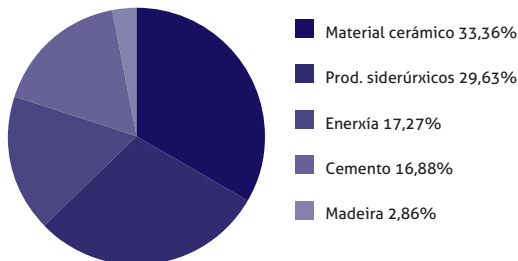
5.17. Materiais non amortizables



5.18. Materiais amortizables



5.19. Materiais de construción



5.20. Servizos



Fonte: Elaboración propia.

71,4% da PEC-PCC do capítulo). As características do proceso produtivo fan que no proceso de cocción interveñan diferentes tipos de maquinaria (tolvas, liñas de lavado, túneles de conxelación, maquinaria de cocción, de limpeza...) cunha pegada significativa, a pesares de rexistrarse en cada ano só a parte que se amortiza.

En segundo lugar (14,09 Gha; 28,78 tCO<sub>2</sub>; 23,68%), sitúanse os produtos elaborados con compoñentes de plástico. Aquí inclúese a maquinaria de plástico ou derivados, ademais do mobiliario sintético da empresa. As ferramentas e, en xeral, utillaxe, dife-

rentes tipos de mobiliario metálico integran a categoría de *Manufacturas de ferro e aceiro* (2,50 Gha; 4,93 tCO<sub>2</sub>; 4,1%). O capítulo complétase incluíndo a PEC-PCC dos vehículos que posúe a empresa e diferentes aparatos eléctricos, sen que a suma da pegada xerada en ambos casos alcance o 1% do total do capítulo.

A distribución da pegada da enerxía consumida na construción das instalacións da empresa entre os diferentes materiais de construción (Gráfico 5.19), só varía en función do tipo de obra. É a mesma para as catro empresas estudadas, pois en tódolos casos recolle a pegada das naves industriais e/ou oficinas das que dispoñen. As diferenzas están na importancia deste capítulo que, neste caso, acada o 1,9% da PEC e o 2% da PCC.

A pegada derivada da contratación de diferentes servizos (Gráfico 5.20), procede, principalmente, do transporte da mercadoría comprada e vendida, e outros servizos postais (categoría de produto *Correos, paquetería e transporte*). A PEC-PCC desta categoría acada 12,14 Gha e 23,94 tCO<sub>2</sub>, o que significa o 51,5% da PEC-PCC total do epígrafe). O segundo tipo de servizo cunha maior pegada (10,42 Gha; 20,54 tCO<sub>2</sub>; 44,2%) é o que agrupa os labores de reparación, mantemento e limpeza de maquinaria e instalacións e vixilancia. O uso continuado da maquinaria en determinados períodos do ano provoca que o gasto en reparacións e mantemento sexa elevado, reflectindo a PEC-PCC a enerxía necesaria para realizar este servizo. Os servizos externos de oficina (2,90%) e o gasto en servizos telefónicos (1,32%) teñen unha menor repercusión na pegada deste capítulo.

O derradeiro capítulo do primeiro epígrafe recolle a PEC-PCC de residuos e refugalllos. Un primeiro residuo importante é a cunha de mexillón. No exercicio estudado, a cantidade xerada ascendeu a 3.000 t. Neste caso, un xestor de residuos autorizado recolle toda a cunha de mexillón, repartíndoa entre os veciños da zona para o abonado de superficie agrícola, ademais de ser usada en canteiras como materia de recheo. O uso do refugallo como subproduto implica unha reciclaxe do 100%, polo que a pegada xerada é nula.

As particularidades do proceso produtivo desta empresa implican a necesidade de captación de importantes cantidades de auga do mar, devoltas ao medio mariño, unha vez que son empregadas para lavar o mexillón fresco adquirido. A maiores, a deshidratación do bivalvo xera augas de cocción, que se unen a auga mariña captada e a auga

doce emprega na cocción. Este cocedoiro conta cunha estación depuradora que en 2007 depurou 65.987 m<sup>3</sup>. O vertido efectuado inclúe tanto a auga captada do mar, como a empregada no proceso produtivo. A depuración implica a separación da auga dos residuos sólidos que se foron acumulando no proceso e que revisten a forma de lodos.

A versión 1.0 do MC3 non computa a pegada dos vertidos, incorporada na versión 2.0, a piques de rematarse. Non obstante, ao pasar por un proceso de depuración, cumpren, polo menos teoricamente, os requisitos de autorización que establece a lexislación, polo que non xerarían pegada, se ben, na medida en que alteran o medio, deben ter impacto ambiental. Os lodos son un residuo sólido, composto de materia orgánica. No ano estudado a cantidade deste residuo ascende a 300 t. Son entregados a un xestor de residuos, reempregándose para o abonado, polo que tampouco xerarían pegada algunha.

Foi recollida a PEC-PCC dos plásticos, papel e demais residuos sólidos urbanos. Non se realiza separación de residuos nin reciclaxe, rexistrándose a súa pegada no apartado de residuos sólidos urbanos. A cantidade xerada en 2007 ascende a 32,8 t, o que significa unha pegada de 18,46 Gha ou 72,26 tCO<sub>2</sub>.

### **Epígrafes 5-6. Uso do solo, Recursos agropecuarios e pesqueiros**

No que atangue ao quinto epígrafe, o uso do solo, a empresa conta con 0,3 ha de cubertas de herba e pequenos arbustos, recollidas na categoría denominada *Zonas de pastos e xardíns*. Este tipo de superficie non xera pegada mais, como xa adiantamos, conta como contrapegada. A única demanda de superficie computada neste epígrafe recolle a superficie ocupada polas naves da empresa e o espazo de aparcamento co que conta. Este espazo ascende a 6 ha ou 11,8 Gha.

A non rexistrase ningunha comida de empresa, toda a PEC-PCC asociada ao sexto epígrafe, recursos agropecuarios e pesqueiros, concéntrase no capítulo *Alimentos: proceso produtivo*. O único elemento adquirido é mexillón fresco do que se compran 7.772,6 t. Neste caso, estímase a pegada aplicando as pegadas unitarias obtidas da empresa situada na fase anterior do ciclo de vida, o produtor de mexillón. Isto implica un cambio importante tanto no modo de proceder, como nos resultados obtidos.

Ata o momento, a pegada da categoría *Peixes, crustáceos e moluscos*, a categoría de produto onde se inclúe o mexillón fresco, era estimada aplicando o procedemento habitual. Isto implica, en primeiro lugar, o uso intensidades enerxéticas para obter a cantidade de enerxía empregada na produción do ben consumido, transformada en hectáreas da superficie “Bosques para CO<sub>2</sub>” empregando a produtividade enerxética dos combustibles líquidos. En segundo lugar, aplicábase a produtividade dos océanos á cantidade de produto consumido, para obter a demanda de superficie mariña.

Agora, multiplícanse as toneladas consumidas por cada unha das pegadas unitarias obtidas da empresa situada na fase anterior do ciclo de vida. Isto implica que o consumo de mexillón xera PEC en todas as superficies para as que exista un factor unitario. Neste caso, a pegada unitaria máis elevada do bateiro é a asociada á superficie “Bosques”, o que se reflicte na pegada do mexillón fresco: das 676,26 Gha que xera, o 46,4% están asociadas á superficie “Bosques”; o 44,0% á “Bosques para CO<sub>2</sub>” e só o 9,6% á superficie “Mar”. A PEC asociada ao resto de superficies é moito menor. En termos de PCC, a consideración de só dous tipos de superficies aumenta estas porcentaxes ao 48,7% no primeiro caso, e o 51,3% no segundo.

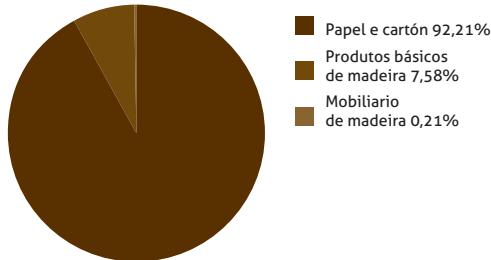
### **Epígrafes 7-8. Recursos forestais, Auga**

En relación ao sétimo epígrafe, os Gráficos 5.21 e 5.22, distribúen a pegada das dúas superficies ás que se asigna, “Bosques para CO<sub>2</sub>” e “Bosques”. No primeiro caso, a pegada do consumo de caixas de cartón para envasar o produto, 15,5 Gha e 60,8 tCO<sub>2</sub> acada o 92,2% da PEC-PCC desa superficie do epígrafe. Con certa relevancia (1,28 Gha; 2,52; 7,6%), pero lonxe, están os produtos básicos da madeira que, neste caso, inclúen a adquisición de palets, necesarios para o transporte da mercadoría. A pegada do mobiliario de madeira só supón o 0,21% da PEC-PCC de “Bosques para CO<sub>2</sub>” dos recursos forestais.

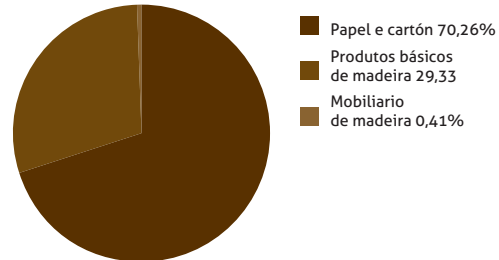
En relación á demanda de superficie “Bosques”, as distintas produtividades naturais empregadas, reducen a diferenza da PEC-PCC do consumo de papel e cartón (70,3% do total desa superficie do epígrafe), aumentando o peso da PEC-PCC dos produtos básicos da madeira ao 29,3%.

**Gráficos 5.21-5.22. Distribución da PEC-PCC de Beta: Resto de epígrafes**

**5.21. Recursos forestais: Bosques para CO<sub>2</sub>**



**5.22. Recursos forestais: Bosques**



Fonte: Elaboración propia.

O derradeiro epígrafe, relativo ao consumo de auga, non está dividido en capítulos. No caso desta empresa ten pouca relevancia na PEC-PCC, sen acadar o 1% do total.

**5.2.2.3. A pegada unitaria de Beta**

A táboa seguinte recolle as pegadas unitarias desta empresa, empregadas por calquera participante no ciclo de vida estudado que consuma mexillón cocido. Os cálculos se realizan considerando a produción da empresa en 2007, 1.268 t de mexillón.

Neste caso, os valores acadados son máis elevados que no caso de *Alfa*, pois inclúen a pegada da fase anterior no ciclo de vida. A PEC acada 0,979 Gha/t, mentres que as

**Táboa 5.17. A pegada unitaria de Beta**

Tipo de superficie	Bosques para CO <sub>2</sub>	Superficie cultivable	Pastos	Bosques	Superficie constr.	Mar	Total
PEC (Gha)	783,64	0,25	0,02	380,19	11,90	64,65	1.240,65
Produción (t)	1.268	1.268	1.268	1.268	1.268	1.268	1.268
PEC (Gha/t)	0,618	0,000	0,000	0,300	0,009	0,051	0,979
PCC (tCO <sub>2</sub> )	3.067,74			1.488,34			4.556,07
Produción (t)	1.268			1.268			1.268
PCC (tCO <sub>2</sub> /t)	2,420			1,174			3,594

Fonte: Elaboración propia.

emisións de CO<sub>2</sub> ascenden a 3,594 tCO<sub>2</sub>/t. Estes valores son os que deberán aplicar as empresas que adquiran mexillón cocido, para estimar a pegada deste produto.

#### **5.2.2.4. Consideracións a respecto dos resultados obtidos**

A PEC-PCC desta empresa está fortemente influenciada por dous feitos: a adquisición de mexillón, a súa materia prima e o consumo de electricidade e combustibles. Unha primeira forma de reducir a suá pegada pasa por adquirir mexillón con menor pegada. Para isto debería ter á súa disposición información da PEC-PCC de diferentes subministradores, posibilidade que, polo momento, non existe.

O cultivo de mexillón se realiza en base a un procedemento cun grao de estandarización elevado, polo que podería pensarse que non van existir diferenzas relevantes na pegada dos diferentes produtores. Sen embargo, trátase dun sector onde conviven unidades de produción dun tamaño moi diverso, na maior parte dos casos, moi pequeno. O aproveitamento das economías de escala pode ser un factor con importancia na pegada deste tipo de explotacións<sup>27</sup>. A visualización das diferenzas no desempeño ambiental en función do tamaño das unidades de produción e/ou da existencia de acordos de cooperación, é relevante tanto para as empresas que adquiran este produto, como para a ordenación do sector. A PEC-PCC é un indicador axeitado para amosar estas diferenzas.

A pegada do consumo de electricidade reduciríase tanto por un menor consumo, como pola busca de compañías eléctricas que aposten por enerxías renovables. A posibilidade de elixir subministrador eléctrico introduce unha ferramenta adicional para diminuír o impacto ambiental das empresas, pois a distribución da orixe da electricidade producida varía notablemente entre as empresas eléctricas. A PEC-PCC é sensible a este cambio, incentivando o consumo, e por tanto, a produción de enerxía de orixe renovable.

A redución da pegada asociada ao consumo de combustibles podería acadarse tan-

---

<sup>27</sup> O aforro no combustible dos barcos, sinalado anteriormente, constitúe un bo exemplo do tipo de aforros a acadar.

to por un menor consumo, por exemplo, empregando maquinaria máis eficiente, como pola adquisición de gasóleo con menor PEC-PCC.

### 5.2.3. A PEC-PCC de *Bernardo Alfageme S. A. (BA)*

#### 5.2.3.1. *Unha visión xeral da PEC-PCC desta empresa*

A distribución da PEC da empresa conserveira entre os seis tipos de superficie produtiva (Táboa 5.18) amosa unha elevada demanda de superficie mariña, acadando o 58,6% das 20.179,2 Gha que compoñen a PEC total. A pesares de estudar empresas cuxa actividade está fortemente vinculada a un produto de orixe mariña, a demanda desta superficie xogou un papel secundario nas dúas primeiras fases do ciclo de vida do mexilón en conserva, mudando agora esta tendencia. Neste caso, veremos que a empresa conserveira realiza un importante consumo de peixes e moluscos, o que repercute na demanda de superficie mariña.

**Táboa 5.18.** Distribución da PEC-PCC de *BA*: tipos de superficies

Tipo de superficie	Gha	%	tCO <sub>2</sub>	%	Ha	%
Bosques para CO <sub>2</sub>	6.619,66	32,8%	25.914,2	91,64%	4.977,2	14,1%
Superficie cultivable	1.132,95	5,6%			429,15	1,2%
Pastos	0,01	0,0%			0,02	0,0%
Bosques	603,94	3,0%	2.364,3	8,36%	454,09	1,3%
Superficie construída	5,30	0,0%			2,11	0,0%
Mar	11.817,33	58,6%			29.539,6	83,4%
<b>Total</b>	<b>20.179,20</b>	<b>100%</b>	<b>28.278,34</b>	<b>100%</b>	<b>35.402,16</b>	<b>100%</b>

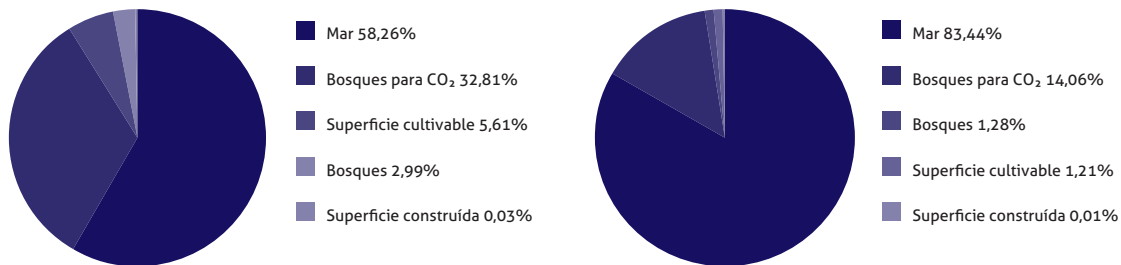
Fonte: Elaboración propia.

En segundo lugar, é destacable a importancia da área de bosques necesaria para absorber as emisións de CO<sub>2</sub> producidas debido ao consumo de enerxía que, directamente ou indirectamente realiza esta empresa. A demanda desta superficie supera as

6.600 Gha, supoñendo o 32,8 % da PEC total. O elevado consumo de bens de orixe agrícola propicia que a terceira compoñente con máis relevancia na PEC sexa a “Superficie cultivable”, cuxa demanda ascende a 1.132,95 Gha, o 5,6% da PEC total.

Considerando a demanda de hectáreas reais (Táboa 5.18; Gráfico 5.24), o xogo de factores de equivalencia e rendemento propicia que o peso da superficie mariña sexa moito maior, acadando o 83,4% da PEC total. Se engadimos a demanda de “Bosques para CO<sub>2</sub>”, complétase o 97,5% da PEC total en hectáreas reais.

Gráficos 5.23. e 5.24. Distribución da PEC de *Bernardo Alfageme*. Gha e Ha



Fonte: Elaboración propia.

A igual que no caso da PEC, as emisións de CO<sub>2</sub> desta empresa son tamén notablemente superiores ás das dúas analizadas anteriormente, ascendendo a 28.278,34 t CO<sub>2</sub>. A maior parte, o 91,6% da PCC total, son xeradas debido ao consumo de enerxía.

Á hora de poñer en marcha medidas tendentes a reducir a PEC-PCC, a análise do consumos de bens e/ou xeración de refugallos cunha maior influencia na pegada desta empresa, é máis relevante que a análise da distribución entre os diferentes bens, servizos, e refugallos. As Táboas 5.19 e 5.20 permiten a realización deste labor, amosando a PEC-PCC dos epígrafes e capítulos que diferencia a folla de cálculo.

É destacable que unha ampla maioría da PEC, 17.903,82 Gha, o 88,7% do total (Táboa 5.19), ten a súa orixe no consumo de recursos agropecuarios e pesqueiros. A maiores, a táboa nos permite determinar que se trata, principalmente, de alimentos empregados no proceso produtivo ou, noutros termos, as materias primas que emprega a empresa, incluíndo o mexillón.

O consumo do bivalvo e a estimación da súa pegada considerando as fases anterior-

Táboa 5.19. Distribución da PEC de BA: principais epígrafes. Gha

Epígrafe/Capítulo	Bosques para CO <sub>2</sub>	Superf. Cultiv.	Pastos	Bosques	Superf. Constr.	Mar	Total	% PEC total
<b>1. Enerxía</b>	<b>145,97</b>	<b>0,08</b>	<b>0,01</b>				<b>146,05</b>	<b>0,7%</b>
1.1 Electricidade	92,31	0,08	0,01				92,39	0,5%
1.2 Combustibles	53,66						53,66	0,3%
<b>2. Materiais</b>	<b>1.317,64</b>			<b>3,04</b>			<b>1.320,68</b>	<b>6,5%</b>
2.1 Materiais non amortiz.	1.256,75						1.256,75	6,2%
2.2 Materiais amortiz.	51,94						51,94	0,3%
2.3 Materiais construción	8,95			3,04			11,99	0,0%
<b>3. Servizos</b>	<b>14,04</b>						<b>14,04</b>	<b>0,0%</b>
<b>4. Refugалlos</b>	<b>197,44</b>			<b>1,32</b>			<b>198,76</b>	<b>0,9%</b>
<b>5. Uso do solo</b>			<b>0,00</b>		<b>1,14</b>		<b>1,14</b>	<b>0,0%</b>
<b>6. Recursos agropec. e pesqueiros</b>	<b>4.810,82</b>	<b>1.132,88</b>	<b>0,01</b>	<b>138,61</b>	<b>4,17</b>	<b>11.817,33</b>	<b>17.903,82</b>	<b>88,7%</b>
6.1 Manufacturas e vestiario	0,00	0,00					0,00	
6.2 Comidas de empresa	0,13						0,14	0,00%
6.3 Alimentos: proceso produtivo	4.810,69	1.132,88	0,01	138,61	4,17	11.817,33	17.903,68	88,7%
<b>7. Recursos forestais</b>	<b>133,75</b>			<b>446,19</b>			<b>579,94</b>	<b>2,9%</b>
<b>8. Auga</b>				<b>14,78</b>			<b>14,78</b>	<b>0,0%</b>
<b>Total</b>	<b>6.619,66</b>	<b>1.132,95</b>	<b>0,01</b>	<b>603,94</b>	<b>5,30</b>	<b>11.817,33</b>	<b>20.179,20</b>	<b>100%</b>

Fonte: Elaboración propia.

res do seu ciclo de vida explican a demanda de “Pastos”, “Bosques”, e “Superficie construída”, que recolle este epígrafe, non presente desde unha perspectiva que estude as empresas illadamente, tal e como o MC3 propoñía ata o momento.

A importancia da PEC deste tipo de bens resta relevancia ao resto de compoñentes da pegada. O consumo de materiais xera 1.320,68 Gha, o 6,5% da PEC total. Se ben o peso relativo dos materiais na pegada desta empresa non é moi elevado, o valor acadado triplica, por exemplo, a PEC total do produtor de mexillón, 428,77 Gha. A práctica totalidade da pegada dos materiais xorde debido ao consumo de materiais non amortizables, sendo a pegada dos materiais amortizables e os materiais de construción moi reducida.

A demanda de recursos forestais engade 579,94 Gha (2,9% da PEC total), sen que a Táboa 5.19 nos permita afondar máis na súa orixe. O mesmo ocorre no caso dos refugallo, cuxa PEC ascende a 198,76 Gha (0,9% da PEC total), se ben, neste caso, a diferenza coas empresas anteriores é notable, sendo 16 veces a PEC de *Beta* asociada á xeración de residuos. Esta diferenza é, en parte, ficticia, ao ofrecer *BA* unha información máis completa dos refugallo xerados que o resto dos casos estudados.

O consumo directo de enerxía non é moi relevante, (0,7% da PEC total). As 146,05 Gha asociadas ao consumo de electricidade e combustibles son menos da metade da pegada que o cocedoiro ten por este concepto. Este feito pode vir explicado pola adquisición de mexillón cocido, no lugar de cocelo nas instalacións da conserveira, tal e como se viña facendo ata o momento. Neste exercicio, adquírense 444 t de vianda de mexillón cocida, equivalentes á compra de 3.700 t de mexillón fresco<sup>28</sup>. As compras de fresco para cocer limítanse a 135 t.

A subcontratación da fase de cocción, obedece ao logro dunha maior rendibilidade económica. En termos de PEC-PCC, supón a creación dunha fase adicional no ciclo de vida, innecesaria anteriormente. Adoptando unha perspectiva que considere toda a cadea de subministradores, isto redonda na duplicidade de determinados consumos e refugallo (administrativos, maquinaria, electricidade, vertidos...) que se repiten nas dúas fases, ademais do incremento doutros, como o transporte. A análise do ciclo de vida de produtos desde un enfoque de empresas permite detectar este tipo de situacións, amosando a PEC-PCC que prácticas económicas habituais, como a externalización de actividades, son contrarias á preservación do medio ambiente. Finalmente, o consumo de auga e servizos teñen moi pouca repercusión na pegada.

En canto á PCC (Táboa 5.20), as 28.278,34 t CO<sub>2</sub> que emite esta empresa están, principalmente relacionadas co consumo de enerxía (25.914,08 tCO<sub>2</sub>), estando as restantes 2.364,25 tCO<sub>2</sub> relacionadas co consumo de produtos de orixe forestal.

A clasificación dos epígrafes e capítulos en función da súa relevancia non é moi distinta da que recolle da Táboa 5.19. O consumo de recursos agropecuarios e pesquei-

---

<sup>28</sup> Estimación efectuada considerando un rendemento do 12%.

Táboa 5.20. Distribución da PCC de BA: principais epígrafes. tCO<sub>2</sub>

Epígrafe/Capítulo	Bosques para CO <sub>2</sub>	Superf. Cultiv.	Pastos	Bosques	Superf. Constr.	Mar	Total	% PCC total
<b>1. Enerxía</b>	<b>571,42</b>			<b>0,00</b>			<b>571,42</b>	<b>2,0%</b>
1.1 Electricidade	361,37						361,37	1,3%
1.2 Combustibles	210,05						210,05	0,7%
<b>2. Materiais</b>	<b>5.158,18</b>			<b>11,91</b>			<b>5.170,09</b>	<b>18,3%</b>
2.1 Materiais non amortiz.	4.919,81						4.919,81	17,4%
2.2 Materiais amortiz.	203,34						203,34	0,72%
2.3 Materiais construción	35,04			11,91			46,95	0,2%
<b>3. Servizos</b>	<b>54,95</b>						<b>54,95</b>	<b>0,2%</b>
<b>4. Refugallos</b>	<b>772,93</b>			<b>5,15</b>			<b>778,08</b>	<b>2,7%</b>
<b>5. Uso do solo</b>	<b>0</b>						<b>0,00</b>	<b>0,00%</b>
<b>6. Recursos agropec. e pesqueiros</b>	<b>18.833,01</b>			<b>542,62</b>			<b>19.375,62</b>	<b>68,5%</b>
6.1 Manufacturas e vestiario								
6.2 Comidas de empresa	0,53						0,53	0,00%
6.3 Alimentos: proceso produtivo	18.832			542,62			19.375,09	68,5%
<b>7. Recursos forestais</b>	<b>523,59</b>			<b>1.746,70</b>			<b>2.270,29</b>	<b>8,0%</b>
<b>8. Auga</b>				<b>57,87</b>			<b>57,87</b>	<b>0,2%</b>
<b>Total</b>	<b>25.914,08</b>			<b>2.364,25</b>			<b>28.278,34</b>	<b>100%</b>

Fonte: Elaboración propia.

ros é o que xera maiores emisións, se ben a súa importancia cae ao 68,5%, ao non considerarse a absorción de CO<sub>2</sub> de mares e superficie cultivable, con importancia na PEC deste epígrafe.

Esta perda de peso relativo redunda nun incremento da importancia da PCC dos materiais, cuxas emisións, 5.158,18 tCO<sub>2</sub>, acadan o 18,35 % da PCC total, ao estaren vinculadas a unha superficie, os bosques empregados para absorber CO<sub>2</sub> con repercusión na PCC. O resto de epígrafes mantén a orde anterior; recursos forestais, refugallos, enerxía, servizos e auga, sendo destacable as 2.270,29 tCO<sub>2</sub> que teñen a súa orixe no consumo de recursos forestais (8,0 % da PEC total).

No que atangue á contrapegada, esta empresa conta con 0,1 ha de xardíns e superficie cuberta de herba, e 0,01 ha de superficie arborada. A contrapegada é de 0,055 Gha no primeiro caso e 0,009 no segundo, para un total de 0,063 Gha. Recóllese tamén a capacidade de absorción da superficie arborada, 0,03 tCO<sub>2</sub>.

### **5.2.3.2. Análise da PEC-PCC das principais categorías de produto estudadas**

#### **Epígrafes 1-5: Enerxía, Materiais, Servizos, Refugallos e Uso do solo**

Os Gráficos 5.25-5.31 aportan información adicional da orixe da PEC-PCC derivada do consumo de bens e servizos incluídos nos 3 primeiros epígrafes, incluíndo a pegada derivada da xeración de refugallos, o cuarto epígrafe da folla de cálculo.

No caso da electricidade, reflíctese a distribución entre as diferentes orixes, de acordo á produción da compañía eléctrica que abastece a esta empresa, a mesma para todas as empresas estudadas, polo que non cabe engadir nada máis ao comentado anteriormente. A práctica totalidade da PEC-PCC debida ao consumo de combustible, relaciónase co uso de gasóleo B, empregado nas caldeiras que proporcionan calor aos coceadores, e no resto de maquinaria empregada no proceso produtivo.

En relación aos materiais non amortizables, o consumo dos bens agrupados na categoría de produto *Manufacturas de ferro, aceiro e outros*, xera o 99,06% da PEC-PCC deste capítulo. Esta categoría inclúe a adquisición dos envases e tapas das conservas, consumíndose en 2007, 1.410.000 unidades cun peso medio de 27,69 g/ud. Neste caso, a pegada (1.244,88 Gha e 4.873,35 tCO<sub>2</sub>) reflicte o consumo de enerxía realizado na produción dos envases e tapas das conservas.

O capítulo recolle tamén a pegada de produtos químicos (nitrato de prata, ácido bórico, ácido sulfúrico, e demais produtos empregados no laboratorio da empresa); derivados do plástico (precintos dos envases e caixas de plástico), material téxtil sintético e vestuario (roupa de traballo en ambos casos), sal, e produtos manufacturados varios. Os produtos químicos (7,31 Gha e 28,62 tCO<sub>2</sub>) e o consumo de sal (2,18 Gha e 11 tCO<sub>2</sub>),

son os que teñen unha PEC-PCC máis relevante, inda que moi lonxe da xerada polo consumo de manufacturas de ferro.

A pegada dos materiais amortizables está fortemente vinculada á maquinaria industrial empregada por BA, cuxa PEC-PCC (46,78 Gha e 183,1 tCO<sub>2</sub>) acada o 90,06% do total do capítulo. Lembremos que o proceso produtivo desta empresa require diferente tipo de maquinaria (debulladoras, cocedoiros, cintas transportadoras, lavadoras...) reflectíndose na pegada o consumo de enerxía realizado na súa produción, repartido entre o número de anos de vida útil de cada elemento<sup>29</sup>.

A PEC-PCC dos aparatos eléctricos (ordenadores e aparatos de laboratorio principalmente), produtos derivados do plástico (mobiliario sintético e algunha maquinaria), manufacturas de ferro e aceiro (o mobiliario de aceiro inoxidable) e vehículos da empresa, non chega ao 10% do capítulo, sen apenas importancia na pegada total.

A pegada dos materiais de construción (11,99 Gha e 46,9 tCO<sub>2</sub>), reflicte a amortización da nave na que están as instalacións da empresa e outras construcións accesorias. O reparto entre os diferentes materiais é o mesmo que nas empresas anteriores.

No caso dos servizos (14,04 Gha; 54,95 tCO<sub>2</sub>), a pegada concéntrase en tres: servizos externos de oficina (35,5% da PEC-PCC do epígrafe), servizos de mantemento, vixilancia e limpeza (31,7%) e correos paquetería e transporte (30,9%). Os primeiros inclúen diferentes actividades, principalmente, o gasto en asesorías e auditorías, publicidade, e servizos bancarios. Os gastos de correos e paquetería inclúen o transporte da mercadoría vendida, viaxes do persoal da empresa, e outros gastos de correos, mentres que a pegada da categoría relacionada co mantemento, considera a limpeza da fábrica, vixilancia, reparacións conservación e a contratación de cámaras frigoríficas. En ningunha das tres categorías sinaladas a pegada acadada supera, as 5 Gha e as 13 tCO<sub>2</sub>.

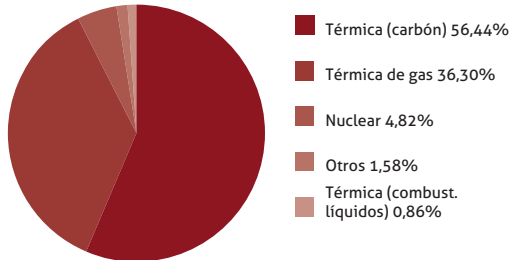
O Gráfico 5.31 recolle a pegada dos refugallos. A práctica totalidade da PEC-PCC deste epígrafe se debe ao consumo de enerxía derivado do tratamento dos residuos sólidos urbanos xerados (195,99 Gha e 767,2 tCO<sub>2</sub>). A estimación da cantidade de resi-

---

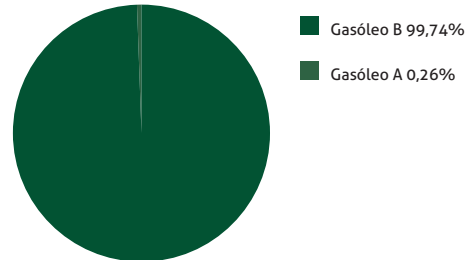
29 Esta é a forma de proceder para todos os materiais amortizables.

Gráficos 5.25-5.31. Distribución da PEC-PCC de *Bernardo Alfageme*: Epígrafes1-5

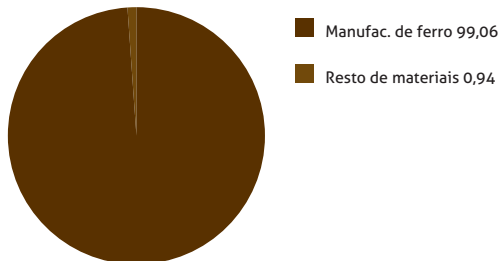
5.25. Electricidade



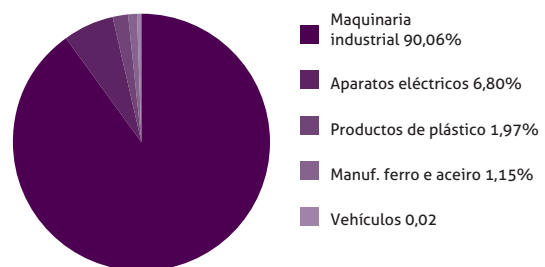
5.26. Combustibles



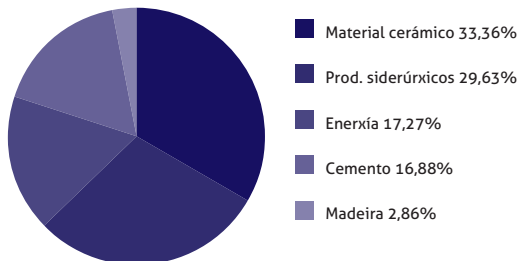
5.27. Materiais non amortizables



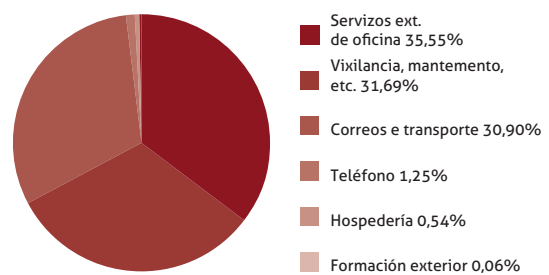
5.28. Materiais amortizables



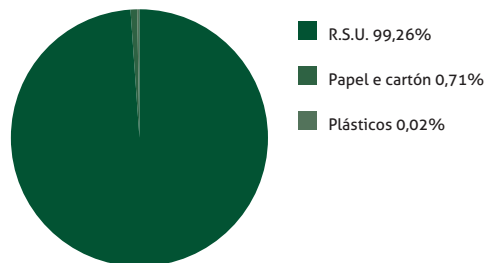
5.29. Materiais de construción



5.30. Servizos



5.31 Refugallos: Bosques para CO<sub>2</sub>



Fonte: Elaboración propia.

duos xerada realízase a partir do número de contedores específicos deste tipo de residuos que se enchen en 2007. A empresa estima unha media de 30 contedores ao mes durante un período de 10 meses, o que supón 300 contedores. Cunha carga de lixo de 0,775 t por unidade<sup>30</sup>, xéranse en 348,7 t de residuos sólidos, levados ao vertedoiro polos servizos municipais.

Emprégase o mesmo procedemento para estimar a cantidade de papel e cartón xerados. No primeiro caso, estímase que se recollen 20 contedores de papel e cartón en 2007, cunha carga media de 0,25 toneladas. Isto significa que os refugallos xerados ascenden a 5 t. No caso dos plásticos, serían 10 contedores ao ano de 0,02 t por unidade, para un total de 2 t de plástico<sup>31</sup>. O depósito neste tipo de contedores implica que as cantidades computadas son recicladas ao 100%<sup>32</sup>, o que reduce a pegada deste tipo de residuos, 2,77 Gha e 10, 85 tCO<sub>2</sub>.

Os residuos orgánicos inclúen os residuos do mexillón (cuncha, outras especies, escombros...), 45,9 t que son entregadas a un xestor de residuos e, posteriormente re-empregadas como abono de fincas. A reutilización e reciclaxe do implica unha pegada nula, pois ao seren un residuo orgánico o MC3 estima que se pode recuperar toda a enerxía por reciclaxe (Doménech, 2007).

A empresa capta auga do mar que se verte xunto a auga xerada no proceso de cocción e deshidratación ao que é sometido o mexillón fresco<sup>33</sup>. A cantidade captada e vertida de novo en 2007 é de 37.800 m<sup>3</sup>. A pegada deste vertido non é rexistrada, pois a versión actual do MC3 non ofrece esta posibilidade, en breve dispoñible na versión 2.0.

---

**30** O dato foi solicitado á Consellería de Medio Ambiente, onde nos indican que a cantidade de lixo dun contedor deste tipo cun nivel de ocupación entre o 95% e o 100% supón, en termo medio, entre 0,75 e 0,8 t de lixo. O valor elixido é a media dos dous propostos.

**31** A carga media dos contedores foi subministrada pola Consellería de Medio Ambiente.

**32** As contías computadas reflicten a cantidade do residuo que a empresa leva a reciclar. Non temos información da cantidade de papel, cartón e plásticos non depositadas nos contedores, se ben se nos indica que son mínimas.

**33** Unha vez desprovisto da cuncha, en torno ao 35% do peso bruto, o mexillón fresco é cocido ao vapor. Neste proceso, o mexillón perde o 40% do seu peso en forma de auga salgada que contén restos de visco e materia orgánica. Posteriormente, o mexillón é sometido a un proceso de cocción en auga doce, onde perde por deshidratación, unha media do 13% do peso inicial. Neste caso, non se desprende materia orgánica, senón que o vertido inclúe diferentes proteínas e outros compostos, vendidos para a elaboración de cosméticos.

A xeración de papel e cartón como refugallo, xera tamén demanda de bosques, que neste caso ascende a 1,32 Gha e 5,15 tCO<sub>2</sub>.

O seguinte epígrafe, *Uso do solo* recolle a demanda directa de superficie, reflectindo neste caso a superficie que ocupan as naves da empresa, o espazo asfaltado para aparcamentos (1,13 Gha).

### **Epígrafe 6: Recursos agropecuarios e pesqueiros**

A análise do consumo de recursos agropecuarios e pesqueiros require máis detemento, pois neste epígrafe xérase a maioría da PEC-PCC desta empresa. No capítulo *Alimentos: proceso produtivo* inclúense todas as materias primas necesarias para a elaboración das conservas, incluíndo tanto aquelas obxecto da conserva (lura, mexillón, berberecho, zamburiña, e chipirón) como os condimentos necesarios para elaborar salsas e outros preparados que se incorporan ao produto final (tinta de choco, aceite vexetal, vinagre, viño, tomate, cebola, pemento e especias).

No primeiro caso, trátase de materias primas de orixe mariña, polo que o MC3 computaría a demanda de bosques necesaria para absorber as emisións de CO<sub>2</sub> xeradas no consumo de enerxía realizado na súa obtención, ademais da superficie mariña necesaria. Tal e como sinalamos no caso da empresa *Beta*, a consideración de pegadas unitarias para estimar a pegada do mexillón, supón un cambio neste esquema, pois o consumo do bivalvo realízase considerando toda a pegada das empresas das fases anteriores, incluíndo a demanda de todas as superficies. Neste caso, adquirese mexillón fresco e cocido, aplicando no primeiro caso as pegadas unitarias de *Alfa* (Táboa 5.13) e, no segundo, as de *Beta* (Táboa 5.17). De aí que agora o consumo de recursos agropecuarios e pesqueiros reflecta demanda de “Pastos”, “Superficie construída”, e “Bosques”, ademais da superficie de “Bosques para CO<sub>2</sub>”, “Superficie cultivable” e “Mar”.

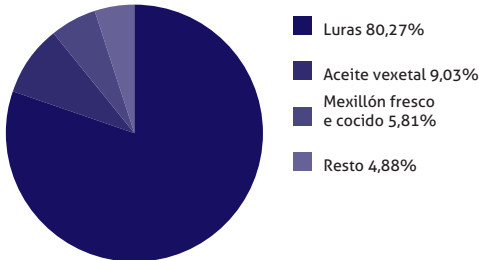
En relación aos materiais auxiliares, ao seren produtos na súa maioría de orixe agrícola, a PEC-PCC recolle as necesidades de “Bosques para CO<sub>2</sub>” e “Superficie cultivable”.

Os Gráficos 5.32-5.37 recollen distribución da PEC-PCC do epígrafe, diferenciando todas as superficies.

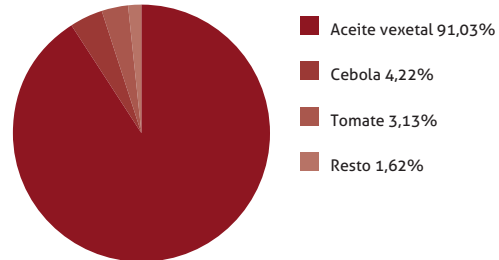
Comezando pola demanda da superficie “Bosques para CO<sub>2</sub>”, a enerxía incorporada

Gráficos 5.32-5.37. Distribución da PEC-PCC de *Bernardo Alfageme*: Epígrafe 6

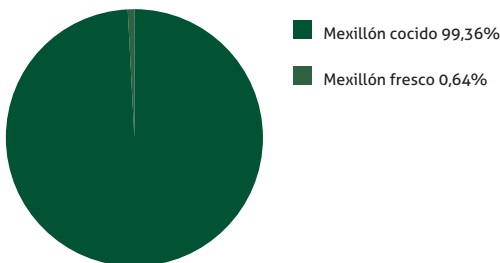
5.32. Bosques para CO<sub>2</sub>



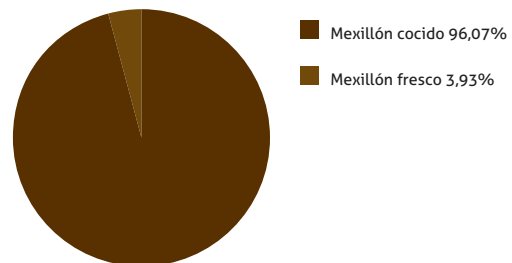
5.33. Superficie cultivable



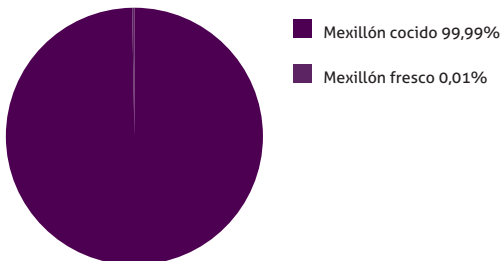
5.34. Pastos



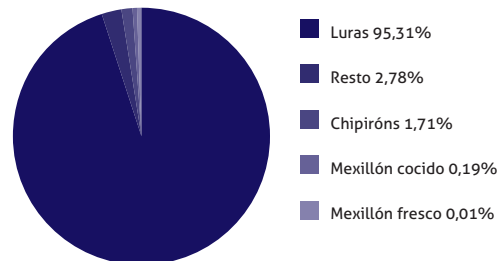
5.35. Bosques



5.36. Superficie construída



5.37. Mar



Fonte: Elaboración propia.

ao consumo de lura xera o 80,2% das necesidades deste tipo de superficie. Trátase dun produto do que se consumen grandes cantidades, 2.065 t en 2007, capturado en caladoiros do Perú e as Illas Malvinas, zonas moi distantes do lugar do consumo. Isto supón a aplicación dunha intensidade enerxética elevada (100 GJ/t), o que dispara a demanda de superficie necesaria para absorber as emisións xeradas na captura, transporte, e distribución, deste produto a 3.861,6 Gha e 15.117,3 tCO<sub>2</sub>: a pegada dun produto asociada a unha única superficie supera á suma da pegada total das dúas empresas anteriores.

A segunda categoría de produto cuxo consumo xera unha maior PEC-PCC deste tipo de superficie é o aceite vexetal (9,03%), seguido do mexillón, que, considerando o adquirido fresco e cocido xera unha demanda de 279,6 Gha e 1.094,6 t.CO<sub>2</sub>. A pegada unitaria deste tipo de superficie é relevante, tanto en *Alfa* (0,04 Gha/t e 0,15 tCO<sub>2</sub>/t) como en *Beta* (0,62 Gha/t e 2,42 tCO<sub>2</sub>/t), o que se reflicte na PEC-PCC da empresa.

A importancia da pegada do resto de categorías de produto é moito menor, acadando, en total, o 4,88 % da PEC-PCC do epígrafe desta superficie. No caso das zamburiñas, cabe destacar que, a pesares de existir un consumo notable deste produto (266 t) a pegada desta superficie é baixa, ao ser un produto procedente das rías galegas e, por tanto, cunha intensidade enerxética baixa (6,78 GJ/t).

En relación á demanda de “Superficie cultivable” (Gráfico 5.33), xérase, principalmente, debido ao consumo de aceites vexetais (91,0 % da PEC do epígrafe desta superficie). A presenza deste produto en todas as conservas xera un consumo elevado (580 t), o que unido a unha produtividade natural baixa (1,48 t/ha) produce unha pegada de 1.031,25 Gha.

A aparición de PEC dos recursos agropecuarios e pesqueiros asociada ás superficies “Pastos”, “Superficie construída” e “Bosques” reflicte, como adiantamos, a demanda xerada pola adquisición de mexillón fresco e en conserva. Tanto no caso do produtor de mexillón, como no do cocedoiro, as necesidades de “Pastos” e “Superficie construída” son moi baixas, con pegadas unitarias practicamente nulas. Isto reflíctese en que o consumo de mexillón fresco e cocido pola conserveira practicamente non xera pegada asociada a “Pastos” (0,00 e 0,09 Gha respectivamente) e “Superficie construída” (0,00 e 4,17 Gha). A práctica totalidade xérase no consumo de mexillón cocido (Gráficos 5.34 e 5.36).

A PEC-PCC vinculada a superficie “Bosques” (Gráfico 5.35) derivada do consumo de mexillón é máis elevada que nos dous casos anteriores (5,45 Gha e 21,35 tCO<sub>2</sub> no caso do mexillón fresco, e 133,16 Gha e 521,2 tCO<sub>2</sub> no caso do cocido), pois a pegada unitaria do cocedoiro para esta superficie ten certa relevancia (0,3 Gha e 1,17 tCO<sub>2</sub>/t), xerando o 99,9% da demanda de bosques dos recursos agropecuarios e pesqueiros.

Finalmente, rematamos a análise da pegada do epígrafe 6, describindo a distribu-

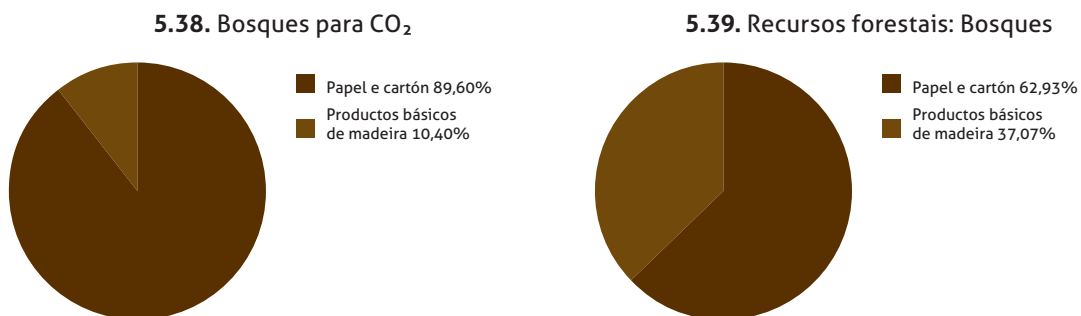
ción da demanda de superficie mariña (Gráfico 5.37). Neste caso, o consumo de lura volve a ser o dominante (11.263,33 Gha, o 95,31% da superficie mariña do epígrafe). A elevada cantidade consumida e, en menor medida, unha produtividade natural dos cefalópodos baixa (0,080 t/ha) explican este feito.

En relación ao mexillón, a pegada unitaria deste tipo de superficie non é das máis elevadas en ningunha das dúas empresas situadas nas fases anteriores do ciclo de vida (0,008 Gha/t no caso do bateiro, e 0,05 Gha/t para o cocedoiro), polo que a adquisición de mexillón fresco (1,12 Gha) e cocido (22,64 Gha) non xeran unha demanda importante de superficie mariña.

### Epígrafe 7: Recursos forestais

A distribución da PEC-PCC do epígrafe 7, Recursos forestais, é recollida nos Gráficos 5.38 e 5.39. O consumo deste tipo de produtos xera demanda de superficie forestal para a absorción das emisións xeradas no consumo de enerxía (Gráfico 5.38), ademais de reflectir a pegada do consumo de madeira, asociado á superficie “Bosques” (Gráfico 5.39).

Gráficos 5.38-5.39. Distribución da PEC-PCC de *Bernardo Alfageme*: Epígrafe 7



Fonte: Elaboración propia.

No primeiro caso, a enerxía incorporada ao papel e cartón consumido xera o 89,6% da pegada do capítulo para este tipo de superficie. O uso de caixas (425.000 unidades de 200 g/ud) e estoxes (14.000.000 de unidades de 9 g/ud) de cartón para conter as

latas de conserva está detrás do elevado consumo de cartón desta empresa (211 t), o que xera unha PEC-PCC de 118,57 Gha e 464,19 tCO<sub>2</sub>. Completando o consumo de este epígrafe, o papel empregado na elaboración de etiquetas, ademais do consumido nas oficinas, se ben a súa pegada é moito menor.

O restante 10,4 % da pegada dos recursos forestais relacionada coa absorción das emisións de CO<sub>2</sub>, procede do consumo de produtos básicos de madeira. Nesta categoría inclúense, unicamente, os palets empregados no transporte da mercadoría. O consumo deste produto ascende a 148,5 t e a súa PEC-PCC a 13,9 Gha e 54,4 tCO<sub>2</sub>.

No tocante á demanda da superficie “Bosques”, modifícase o peso relativo do papel e cartón e produtos básicos de madeira, acadando o primeiro o 62,9% da pegada dos produtos forestais relacionada con esta superficie, mentres que o peso dos produtos básicos da madeira ascende ao 37,1%. Por un lado, a intensidade enerxética aplicada ao papel e cartón é de 10 GJ/t, é o dobre que a empregada no caso dos produtos básicos de madeira. Por outro, a produtividade natural, 1,01 e 1,19 t/ha, respectivamente, reduce as diferenzas entre ambas categorías de produto.

O consumo de auga empregada no proceso produtivo e polos empregados da empresa é pouco relevante, xerando unha pegada de 14,78 Gha e 57,87 tCO<sub>2</sub>, asignadas á superficie bosques.

### **5.2.3.3. A pegada unitaria de Bernardo Alfageme S. A.**

A estimación da pegada unitaria é un proceso sinxelo no caso de empresas cuxa produción estea orientada cada un único produto, tal e como describimos nos dous casos anteriores. No caso de empresas multiproduto, como *Bernardo Alfageme S.A.*, o proceso é un pouco máis complexo.

No capítulo catro desta memoria de tese, sinalamos que o ecoetiquetado dos bens e servizos producidos por empresas multiproduto, pasa porque a propia empresa realice a distribución da PEC-PCC total entre os seus produtos, empregando ferramentas como a contabilidade analítica.

Nunha situación onde realmente se estea a aplicar o método, a empresa conservadora debera, por tanto, repartir a súa pegada entre as diferentes conservas que pro-

duce. Sen embargo, non nos subministrou esta información, polo que nós debemos realizar o reparto.

O problema xorde no caso dos consumos que non están relacionados directamente con ningún produto. A pegada das compras de mexillón, zamburiña, lura... asígnase, obviamente ao produto en cuestión. No caso de outros consumos como as materias primas auxiliares, o uso do solo, materias de construción, refugallos... debemos establecer un criterio de reparto.

Nese caso distinguimos tres grupos de produtos:

**1. Materias primas auxiliares** (aceite vexetal, cebola, tomate, pemento, vinagre e viño, sal e especias). Estes produtos están presentes nas conservas, polo que están directamente relacionados coa actividade da empresa. Coa información dispoñible cabería facer o reparto en función do número de unidades producidas ou da produción en toneladas de cada produto. Optamos, neste caso, polo segundo criterio, pois as latas de conserva non son sempre do mesmo tamaño, e a cantidade de cada materia auxiliar incorporada en cada unidade variará en función deste parámetro. A excepción neste caso é a tinta de choco, que se emprega exclusivamente nas conservas de chipirón, polo que toda a súa pegada se asigna só a este produto.

**2. Outros aprovisionamentos.** Neste apartado incluímos, estoxes, envases e tapas, etiquetas, palets e outros consumos menores, incluídos ben no epígrafe de materiais ou ben nos recursos forestais. Son aprovisionamentos relacionados directamente co número de unidades producidas, polo que empregamos este criterio de reparto.

**3. Resto de compoñentes da PEC-PCC.** Neste caso, resulta difícil atopar un criterio de reparto axeitado. Nalgúns casos (electricidade, combustibles, refugallos...) existe relación directa coa produción, inda que en diferente grao, mentres que noutros (servizos, materiais de oficina...) tal relación non existe. Considerando que é debemos realizar a distribución da pegada destes consumos, empregamos as toneladas producidas como criterio, pois nalgúns casos existe unha maior relación con esta variable.

Debemos ter en conta que, tal como vimos, a maioría da pegada se xera no consumo dos produtos base da conserva (mexillón, lura, berberecho...), polo que, incluso

empregando un criterio de reparto pouco axeitado, o efecto na pegada total de cada tipo de conserva non é elevado.

A táboa seguinte amosa a distribución da produción en toneladas e unidades, latas de conserva, entre os diferentes produtos obtidos, ofrecendo a información necesaria para realizar o reparto proposto.

**Táboa 5.21.** Produción e unidades producidas das diferentes conservas de BA

	Produción (t)	%	Produción (unidades)	%
Mexillón	409,6	20,14%	3.378.225	25,71%
Berberecho	21,9	1,07%	190.000	1,45%
Zamburiña	42,0	2,06%	365.000	2,78%
Lura	1.543,0	75,85%	9.050.000	68,88%
Chipirón	17,8	0,88%	155.000	1,18%
<b>Total</b>	<b>2.034</b>	<b>100%</b>	<b>13.138.225</b>	<b>100%</b>

Fonte: Elaboración propia.

A aplicación do criterio de reparto permite distribuír a PEC-PCC dos diferentes grupos de produtos que consideramos entre as diferentes conservas. O proceso seguido consta de tres partes.

As Táboas 5.22 e 5.23 recollen a pegada pendente de asignación (S.A) entre as diferentes conservas.

Diferénciase a pegada xerada no consumo de outros aprovisionamentos, cuxo reparto se realiza considerando as unidades producidas, do resto de pegada a repartir, distribuída en función da produción en toneladas.

As restantes filas das táboas amosan a pegada que se asigna directamente a cada tipo de conserva<sup>34</sup>.

O seguinte paso consiste en aplicar o criterio de reparto elixido á PEC-PCC sen asig-

<sup>34</sup> É dicir, a pegada das compras de mexillón, á conserva de mexillón...

Táboa 5.22. PEC a repartir e asignada directamente. Gha

Tipo de superficie	Bosques para CO <sub>2</sub>	Superficie cultivable	Pastos	Bosques	Superficie constr.	Mar	Total
S.A. (uds.)	1.377,36	0,00	0,00	443,22	0,00	0,00	1.820,59
S.A. (t)	913,13	1.132,87	0,01	22,11	1,14	0,00	2.069,24
Mexillón	279,63	0,09	0,01	138,61	4,17	23,77	446,27
Berberecho	0,38	0,00	0,00	0,00	0,00	0,91	1,30
Zamburiña	33,87	0,00	0,00	0,00	0,00	81,30	115,17
Lura	3.861,68	0,00	0,00	0,00	0,00	11.263,33	15.125,02
Chipirón	153,61	0,00	0,00	0,00	0,00	448,02	601,63
<b>Total</b>	<b>6.619,66</b>	<b>1.132,95</b>	<b>0,01</b>	<b>603,94</b>	<b>5,30</b>	<b>11.817,33</b>	<b>20.179,20</b>

Fonte: Elaboración propia.

Táboa 5.23. PCC a repartir e asignada directamente. tCO<sub>2</sub>

Tipo de superficie	Bosques para CO <sub>2</sub>	Superficie cultivable	Pastos	Bosques	Superficie constr.	Mar	Total
S.A. (uds.)	5.408,75			1.746,70			7.155,45
S.A. (t)	3.887,88			74,94			3.962,81
Mexillón	1.094,66			542,62			1.637,28
Berberecho	1,49						1,49
Zamburiña	132,58						132,58
Lura	15.117,39						15.117,39
Chipirón	271,33						271,33
<b>Total</b>	<b>25.914,08</b>			<b>2.364,25</b>			<b>28.278,34</b>

Fonte: Elaboración propia.

nar. Cada celda das Táboas 5.24 e 5.25 recolle a suma da superficie directamente asignada a cada conserva, ademais da parte que lle corresponde, de acordo á distribución realizada.

No caso do mexillón, a PEC total ascende a 1.331,04 Gha, das que o 61,4% (817,55 Gha) se deben á superficie de bosques necesaria para absorber as emisións de CO<sub>2</sub> xera-

**Táboa 5.24.** Distribución da PEC entre os diferentes produtos de BA. Gha

Tipo de superficie	Bosques para CO <sub>2</sub>	Superficie cultivable	Pastos	Bosques	Superficie constr.	Mar	Total
Mexillón	817,65	228,19	0,01	257,03	4,40	23,77	1.331,04
Berberecho	30,11	12,17	0,00	6,65	0,01	0,91	49,85
Zamburiña	90,97	23,38	0,00	12,77	0,02	81,30	208,44
Lura	5.503,07	859,29	0,00	322,07	0,86	11.263,33	17.948,63
Chipirón	177,86	9,93	0,00	5,42	0,01	448,02	641,24
<b>Total</b>	<b>6.619,66</b>	<b>1.132,95</b>	<b>0,01</b>	<b>603,94</b>	<b>5,30</b>	<b>11.817,33</b>	<b>20.179,20</b>

Fonte: Elaboración propia.

**Táboa 5.25.** Distribución da PCC entre os diferentes produtos de BA. tCO<sub>2</sub>

Tipo de superficie	Bosques para CO <sub>2</sub>	Superficie cultivable	Pastos	Bosques	Superficie constr.	Mar	Total
Mexillón	3.268,25	0,00	0,00	1.006,83	0,00	0,00	4.275,08
Berberecho	121,47	0,00	0,00	26,06	0,00	0,00	147,53
Zamburiña	363,07	0,00	0,00	50,07	0,00	0,00	413,14
Lura	21.792,09	0,00	0,00	1260,02	0,00	0,00	23.052,11
Chipirón	369,21	0,00	0,00	21,26	0,00	0,00	390,47
<b>Total</b>	<b>25.914,08</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>2.364,25</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>28.278,34</b>

Fonte: Elaboración propia.

das na obtención do produto; o 19,31% (257,03 Gha) a bosques, o 17,1% (228,19 Gha) a superficie cultivable, o 1,79% (23,77 Gha) a mar, e o resto (4,41 Gha), a superficie construída e pastos.

A produción de mexillón en conserva xera 4.275,08 tCO<sub>2</sub>, das que o 76,5% proceden do consumo de enerxía, directo e indirecto, necesario para elaborar o produto.

Finalmente, as pegadas unitarias son estimadas dividindo os valores que recollen as Táboas 5.24 e 5.25 entre a produción en toneladas de cada unha das conservas (Táboa 5.21). Os resultados obtidos son amosados nas Táboas 5.26 e 5.27.

Os resultados obtidos amosan que a produción dunha tonelada de mexillón en con-

Táboa 5.26. Distribución da PEC entre os diferentes produtos de BA. Gha/t

Tipo de superficie	Bosques para CO <sub>2</sub>	Superficie cultivable	Pastos	Bosques	Superficie constr.	Mar	Total
Mexillón	2,00	0,56	0,00	0,63	0,01	0,06	3,25
Berberecho	1,38	0,56	0,00	0,30	0,001	0,04	2,28
Zamburiña	2,17	0,56	0,00	0,30	0,00	1,94	4,97
Lura	3,57	0,56	0,00	0,21	0,00	7,30	11,63
Chipirón	9,98	0,56	0,00	0,30	0,00	25,13	35,97
<b>Total</b>	<b>3,25</b>	<b>0,56</b>	<b>0,00</b>	<b>0,30</b>	<b>0,00</b>	<b>5,81</b>	<b>9,92</b>

Fonte: Elaboración propia.

Táboa 5.27. Distribución da PCC entre os diferentes produtos de BA. tCO<sub>2</sub>/t

Tipo de superficie	Bosques para CO <sub>2</sub>	Superficie cultivable	Pastos	Bosques	Superficie constr.	Mar	Total
Mexillón	7,98	0,00	0,00	2,46	0,00	0,00	10,44
Berberecho	5,56	0,00	0,00	1,19	0,00	0,00	6,75
Zamburiña	8,65	0,00	0,00	1,19	0,00	0,00	9,84
Lura	14,12	0,00	0,00	0,82	0,00	0,00	14,94
Chipirón	20,71	0,00	0,00	1,19	0,00	0,00	21,91
<b>Total</b>	<b>12,74</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>1,16</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>13,90</b>

Fonte: Elaboración propia.

serva require de 3,25 Gha, xerando 10,44 tCO<sub>2</sub>. Este valor é en torno a tres veces o existente cando o mexillón finaliza a fase de cocción, o que reflicte tanto a maior transformación do produto na fase de conserva<sup>35</sup>, como o diferente ámbito de actuación das empresas. *Alfa* e *Beta* se abastecen e producen preto das zonas de consumo, mentres que a conserveira adquire materia prima en todo o planeta.

Esta última circunstancia confírmase considerando os resultados do resto de pro-

<sup>35</sup> Maiores necesidades de maquinaria, materias primas auxiliares, envases cque demandan máis enerxía, redundan nunha maior pegada.

datos que produce *Bernardo Alfageme S.A.* A elaboración de conservas de chipirón require 45 t dun ingrediente de pegada elevada, a tinta de choco, non preciso no resto de produtos.

Este feito, e unha elevada intensidade enerxética, froito da pesca en zonas situadas moi lonxe do lugar de consumo<sup>36</sup>, dispara a pegada deste produto, a máis elevada de todas (35,97 *Gha/t* e 21,91 *tCO<sub>2</sub>/t*). As conservas de lura comparten coas de chipirón o uso de materias primas capturadas lonxe de Galicia, polo que a súa PEC-PCC é notablemente máis elevada que a das conservas de mexillón, berberecho, e zamburiña, obtidas nas rías galegas.

#### **5.2.3.4. Consideracións a respecto dos resultados obtidos**

A PEC-PCC desta empresa é, en termos absolutos e unha vez relacionada coa produción obtida, notablemente superior ao do resto de empresas estudadas. O seu proceso produtivo realiza unha maior transformación, o que implica maiores necesidades de capital e materiais que o resto. Deste modo engádese máis valor ao produto, o que se traslada ao seu prezo. En termos medioambientais, isto repercute nunha maior PEC-PCC.

Sen embargo, este non é o feito máis relevante. O feito distintivo da pegada de *Bernardo Alfageme S.A.* está no carácter global desta empresa. Isto propicia que as materias primas empregadas procedan de calquera parte do planeta, o que dispara a súa PEC-PCC. O aprovisionamento de lura e chipirón en lugares máis próximos ao consumo redundaría nunha menor intensidade enerxética, reducíndose a pegada desta empresa en case nun 50%<sup>37</sup>, sendo este o feito a destacar.

En terceiro lugar, a pegada desta empresa xorde principalmente debido a adquisición de materiais empregados no proceso produtivo (latas de conserva, envases, materiais auxiliares...), sen que sexa posible reducir o seu consumo sen diminuír a actividade da empresa. Neste caso, a posta en marcha dun sistema de ecoetiquetado en base á

---

**36** Ao igual que a lura, o chipirón transformado por *Alfageme* procede de caladoiros das Illas Malvinas e Perú. Esta é a orixe do choco empregado para facer tinta, polo que a súa pegada é elevada, e sumada á do chipirón.

**37** Cálculo realizado substituíndo a intensidade aplicada, 100 *GJ/t* por 6,78 *GJ/t*, a aplicada aos produtos pesqueiros obtidos en augas interiores de Galicia.

PEC-PCC constitúese como unha ferramenta crucial para reducir a súa pegada, pois podería optarse por aquelas materias primas de menor pegada. O MC3 pon de manifesto o impacto no medio ambiente de tódolos bens consumidos: ademais de reducir o consumo de determinados recursos cun claro impacto no medio ambiente (enerxía, auga, refugallos xerados...), as empresas contan cunha ferramenta adicional para mellorar o seu desempeño medioambiental.

#### 5.2.4. A PEC-PCC de Gamma

##### 5.2.4.1. Unha visión xeral da PEC-PCC desta empresa

A PEC total da empresa *Gamma* ascende a 1.087,26 Gha, orixinadas, principalmente, debido á demanda de catro tipos de superficies “Superficie cultivable” (33,1% da PEC total) “Bosques para CO<sub>2</sub>” (25,2%), , “Pastos” (20,3%) e “Mar” (20,3%) (Táboa 5.28). O cómputo na PEC das mercadorías comercializadas por esta empresa explica, como veremos, esta distribución.

**Táboa 5.28.** Distribución da PEC-PCC de *Gamma*: tipos de superficies

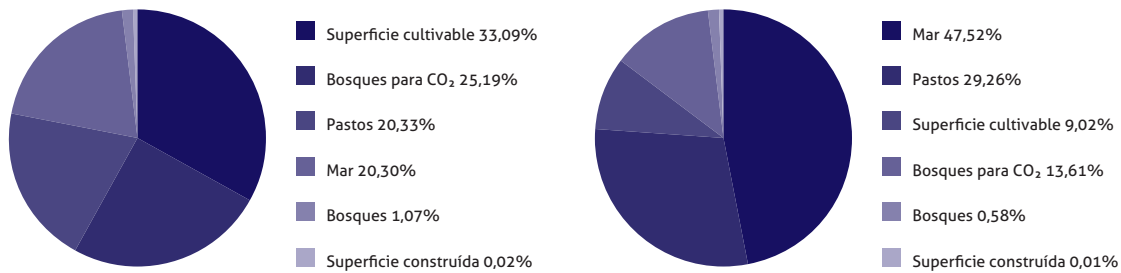
Tipo de superficie	Gha	%	tCO <sub>2</sub>	%	Ha	%
Bosques para CO <sub>2</sub>	273,89	25,2%	1.073,4	95,9%	205,92	13,6%
Superficie cultivable	359,78	33,1%			136,28	9,0%
Pastos	221,08	20,3%			442,17	29,3%
Bosques	11,63	1,1%	45,5	4,1%	8,72	0,6%
Superficie construída	0,17	0,0%			0,08	0,0%
Mar	220,72	20,3%			718,07	47,5%
<b>Total</b>	<b>1.087,26</b>	<b>100%</b>	<b>1.118,98</b>	<b>100%</b>	<b>1.511,24</b>	<b>100%</b>

Fonte: Elaboración propia.

As emisións de CO<sub>2</sub> xeradas acadan 1.118,98 t, debéndose a práctica totalidade ao consumo de enerxía, e só un 4,1% ao consumo de produtos de madeira.

O aumento do peso da superficie “Mar”, neste caso, acadando o 47,5% da PEC en hectáreas é o principal aspecto a destacar, en relación a demanda de superficie sen aplicar factores de equivalencia e rendemento (Táboa 5.28; Gráfico 5.41).

Gráficos 5.40 e 5.41. Distribución da PEC de *Gamma*. Gha e Ha



Fonte: Elaboración propia.

As Táboas 5.29 e 5.30 permítennos afondar un pouco máis na orixe da pegada desta empresa.

A PEC dos recursos agropecuarios e pesqueiros e, concretamente, os alimentos empregados no proceso produtivo, as mercadorías que distribúe esta empresa, é de 1.020,33 Gha, o 93,8% da PEC total (Táboa 5.29).

Desde a perspectiva do MC3, as corporacións son responsables da pegada dos bens que adquiren ata o momento en que os distribúen á seguinte fase do ciclo de vida. A busca produtos e, polo tanto, subministradores, de pegada baixa é unha alternativa dispoñible para reducir á PEC-PCC de todas as empresas e organizacións, efectiva no momento en que o consumidor final dispoña de información da pegada dos produtos adquiridos e opte por produtos de baixa PEC-PCC.

A compra de materiais é o seguinte epígrafe cunha maior relevancia (37,30 Gha; 3,4% da PEC total), xerada, na práctica totalidade, debido á adquisición de materiais non amortizables (37,0 Gha). Este capítulo inclúe as mercadorías non consideradas no sexto epígrafe, principalmente produtos de droguería e perfumería.

O terceiro epígrafe cunha maior importancia é o que recolle a PEC do consumo de enerxía (20,96 Gha e o 1,9% da PEC total), destacando a pegada derivada do consumo

Táboa 5.29. Distribución da PEC de *Gamma*: principais epígrafes. Gha

Epígrafe/Capítulo	Bosques para CO <sub>2</sub>	Superf. Cultiv.	Pastos	Bosques	Superf. Constr.	Mar	Total	% PEC total
<b>1. Enerxía</b>	<b>20,94</b>	<b>0,01</b>	<b>0,00</b>				<b>20,96</b>	<b>1,9%</b>
1.1 Electricidade	15,91	0,01	0,00				15,92	1,5%
1.2 Combustibles	5,03						5,03	0,5%
<b>2. Materiais</b>	<b>37,30</b>						<b>37,30</b>	<b>3,45%</b>
2.1 Materiais non amortiz.	37,02						37,02	3,4%
2.2 Materiais amortiz.	0,28						0,28	0,03%
2.3 Materiais construción	0,00						0,00	0,00%
<b>3. Servizos</b>	<b>0,90</b>						<b>0,90</b>	<b>0,08%</b>
<b>4. Refugallos</b>	<b>4,42</b>			<b>0,53</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>4,95</b>	<b>0,5%</b>
<b>5. Uso do solo</b>					<b>0,0495</b>		<b>0,05</b>	<b>0,00%</b>
<b>6. Recursos agropec. e pesqueiros</b>	<b>209,92</b>	<b>359,77</b>	<b>221,08</b>	<b>8,73</b>	<b>0,11</b>	<b>219,11</b>	<b>1.020,33</b>	<b>93,8%</b>
6.1 Manufacturas e vestiario	0,00	0,00						
6.2 Comidas de empresa	0,00						0,00	0,00%
6.3 Alimentos: proceso produtivo	209,92	359,77	221,08	8,73	0,12	220,72	1.020,33	93,8%
<b>7. Recursos forestais</b>	<b>0,40</b>			<b>0,95</b>			<b>1,35</b>	<b>0,1%</b>
<b>8. Auga</b>				<b>1,42</b>			<b>1,42</b>	<b>0,1%</b>
<b>Total</b>	<b>273,89</b>	<b>359,78</b>	<b>221,08</b>	<b>11,63</b>	<b>0,17</b>	<b>220,72</b>	<b>1.087,26</b>	<b>100%</b>

Fonte: Elaboración propia.

de electricidade, empregada, principalmente, para a iluminación do local do que dispón esta empresa (15,92 Gha). A xeración de refugallos provoca unha demanda de 4,95 Gha, o 0,5% da pegada, mentres que a contratación de servizos, o consumo de recursos forestais e auga non superan, en ningún caso, o 0,2% da PEC total.

A análise da PCC (Táboa 5.30) amosa o mantemento da xerarquía que acabamos de describir, se ben cambia o peso relativo de cada epígrafe/capítulo, como é habitual. A adquisición de recursos agropecuarios e pesqueiros produce 857,22 tCO<sub>2</sub>, o (76,6% da PCC total), os materiais comprados, 146,03 tCO<sub>2</sub> (13,1%); o consumo de

Táboa 5.30. Distribución da PCC de *Gamma*: principais epígrafes. tCO<sub>2</sub>

Epígrafe/Capítulo	Bosques para CO <sub>2</sub>	Superf. Cultiv.	Pastos	Bosques	Superf. Constr.	Mar	Total	% PEC total
<b>1. Enerxía</b>	<b>81,98</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>				<b>81,98</b>	<b>7,3%</b>
1.1 Electricidade	62,28						62,28	5,6%
1.2 Combustibles	19,69						19,69	1,7%
<b>2. Materiais</b>	<b>146,03</b>	<b>0,00</b>					<b>146,03</b>	<b>13,1%</b>
2.1 Materiais non amortiz.	144,92						144,92	12,9%
2.2 Materiais amortiz.	1,10						1,10	0,1%
2.3 Materiais construción	0,00						0,00	0,00%
<b>3. Servizos</b>	<b>3,52</b>						<b>3,52</b>	<b>0,3%</b>
<b>4. Refugallos</b>	<b>17,31</b>			<b>2,06</b>			<b>19,38</b>	<b>1,7%</b>
<b>5. Uso do solo</b>	<b>0,00</b>			<b>0,00</b>			<b>0,00</b>	<b>0,0%</b>
<b>6. Recursos agropec. e pesqueiros</b>	<b>823,02</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>34,20</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>857,22</b>	<b>76,6%</b>
6.1 Manufacturas e vestiario	0,00						0,00	0,0%
6.2 Comidas de empresa	0,00						0,00	0,0%
6.3 Alimentos: proceso produtivo	823,02			34,20			857,22	76,6%
<b>7. Recursos forestais</b>	<b>1,59</b>			<b>3,71</b>			<b>5,30</b>	<b>0,5%</b>
<b>8. Auga</b>				<b>5,56</b>			<b>5,56</b>	<b>0,5%</b>
<b>Total</b>	<b>1.073,44</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>45,54</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>1.118,98</b>	<b>100%</b>

Fonte: Elaboración propia.

enerxía, 81,98 tCO<sub>2</sub> (7,3%), e o tratamento dos refugallos xerados 19,38 tCO<sub>2</sub> (1,7%).

Os cambios no peso relativo obedecen, tal e como indicamos en casos anteriores, á non consideración da capacidade de absorción de CO<sub>2</sub> da “Superficie cultivable”, “Pastos” e “Mar”. O consumo de produtos obtidos deste tipo de superficies xera PEC, mais non PCC, polo que as diferenzas entre ambos indicadores son relevantes no caso de empresas onde a adquisición de produtos procedentes destas tres superficies sexan relevante.

Nesta empresa, non existe superficie que poda computarse como contrapegada.

### 5.2.4.2. *Análise da PEC-PCC das principais categorías de produto estudadas*

#### **Epígrafes 1-5: Enerxía, Materiais, Servizos, Refugallos e Uso do solo**

Os Gráficos 5.42-5.47 reflicten a distribución da pegada dos capítulos e categorías de produto dos cinco primeiros epígrafes da folla de cálculo. Ao igual que no caso das empresas analizadas anteriormente, as porcentaxes están referidas ao epígrafe ou capítulo que da título a cada gráfico.

A distribución da electricidade (Gráfico 5.42) é a mesma que no resto de casos estudados, sendo destacable a importancia da xeración de electricidade de orixe térmica. O consumo da mesma cantidade de electricidade (86.666 Kwh) producida a partir de enerxía renovable implicaría unha redución moi relevante da pegada, ao limitarse a PEC a 0,031 Gha, sen producir emisións de CO<sub>2</sub><sup>38</sup>. A pegada relativa ao consumo de combustibles (Gráfico 5.43) está exclusivamente relacionada co uso de gasóleo de automoción, empregado no reparto a domicilio da mercadoría.

En relación aos materiais non amortizables (Gráfico 5.44), case o 99% da súa pegada orixínase na adquisición dos dous tipos de mercadorías incluídos neste apartado, os produtos de droguería (33,34 Gha e 130,52 tCO<sub>2</sub>, o 90,1 da PEC-PCC do capítulo) e os produtos da sección de perfumería (3,13 Gha; 12,26 tCO<sub>2</sub>, o 8,4%).

Tratase dun distribuidor de pequeno tamaño, cunha especialización na venda de alimentos e, en segundo lugar de produtos de droguería. As compras dos últimos acadan en 2007 as 50,85 t, o 13,4% das compras totais, o que se traduce no 3,4% da PEC total e o 12,3% da PCC<sup>39</sup>. Os produtos de perfumería teñen unha menor relevancia na actividade de *Gamma* (4,8 t en 2007) o que se reflicte nunha menor pegada.

O resto de materiais non amortizables, o 1,48% da PEC-PCC do capítulo, inclúen carros da compra e extintores (manufacturas de ferro e aceiro), deterxentes e outros produ-

---

**38** Cálculo efectuado considerando que o 50% da electricidade ten orixe eólico e o restante 50%, solar.

**39** A importancia en termos de PEC é menor, pois estes produtos xeran demanda dunha única superficie, mentres que a maioría de alimentos, de dous.

tos empregados na limpeza das instalacións (resto de produtos químicos, hixiénicos e limpeza), produtos de plástico empregados para transportar as mercadorías (bolsas de plástico, cestos...) e diferentes aparatos eléctricos, se ben a súa relevancia é moito menor.

A parte da amortización dos automóviles cos que conta *Gamma*<sup>40</sup> asignada ao exercicio 2007 (Gráfico 5.45), xera 0,14 Gha e 0,57 tCO<sub>2</sub>, o 51,2% da PEC-PCC do capítulo relativo aos materiais amortizables. Tamén é relevante neste capítulo (0,12 Gha e 0,47 tCO<sub>2</sub>, o 42,2% da pegada do capítulo), a amortización dos lineais, empregados para expoñer a mercadoría vendida. A PEC-PCC dos aparatos eléctricos (máquinas rexistradoras, balanzas, letreiros luminosos...) ten menos relevancia, acadando só o 6,6% da pegada do capítulo.

É destacable a exclusión da PEC-PCC dos materiais de construción. *Gamma* emprega un local alugado, de modo que a pegada derivada da súa construción recae no propietario do inmovible. Compútase a ocupación do espazo que, neste caso, ascende a 0,05 Gha.

A contratación de servizos por *Gamma* (epígrafe 5 da folla de cálculo, Gráfico 5.46) non é das actividades cunha maior PEC-PCC. O transporte da mercadoría comprada é a categoría máis relevante (53,5% da PEC-PCC do capítulo) xerando unha demanda de 0,48 Gha e 1,88 tCO<sub>2</sub>. Os servizos externos de oficina (0,33 Gha, 1,28 tCO<sub>2</sub> e 36,5%) inclúen os pagos a unha xestoría, o gasto efectuado en publicidade e propaganda e a contratación dunha prima de seguros.

O servizos de reparación mantemento (0,05 Gha; 0,18 tCO<sub>2</sub>, 5,22 %) vixilancia, e limpeza xorden debido á reparación da furgoneta empregada no reparto das mercadorías, completado o epígrafe o gasto en servizos telefónicos (0,04 Gha, 0,17 tCO<sub>2</sub> e 4,76%).

Dispoñemos de información de dous tipos de refugallos diferentes (Gráfico 5.47). A categoría de *Residuos orgánicos* (alimentos), reflicte os produtos perecedoiros non consumidos, ademais da parte non aproveitada de produtos cárnicos e pescado despachados na carnicería e a pescadería de *Gamma*.

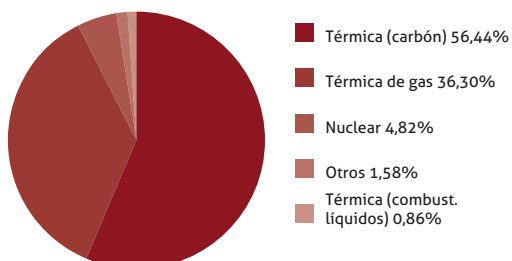
Estas cantidades ascenden en 2007 a 10,31 t, xerando o 87,3 % da PEC-PCC dos residuos (3,86 Gha e 15,1 tCO<sub>2</sub>). O papel e cartón reciclado é o segundo refugallo do

---

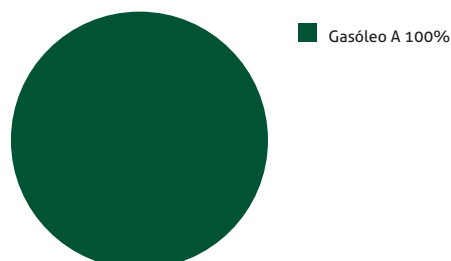
40 Unha furgoneta.

Gráficos 5.42-5.47. Distribución da PEC-PCC de *Gamma*: Epígrafes1-5

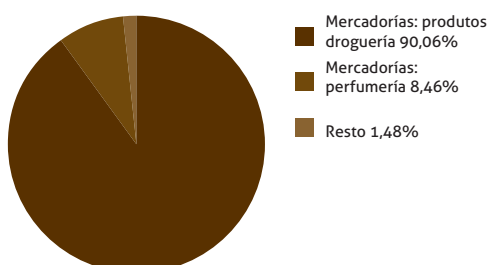
5.42. Electricidade



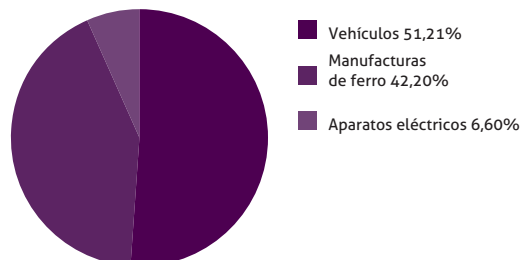
5.43. Combustibles



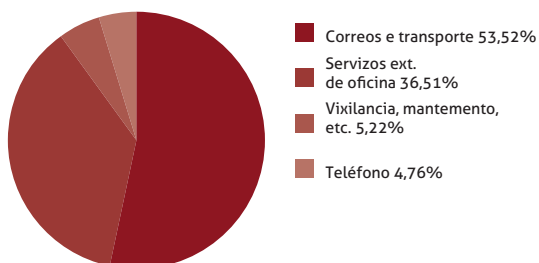
5.44. Materiais non amortizables



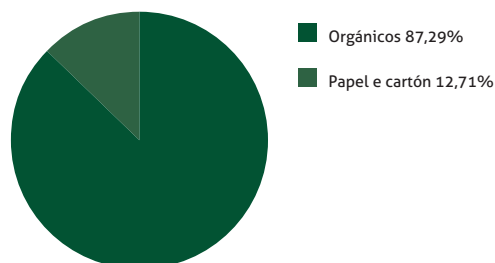
5.45. Materiais amortizables



5.46. Servizos



5.47. Refugallos



Fonte: Elaboración propia.

que dispomos de información. Neste caso, xéranse 2 t, o que significa unha demanda de superficie de 0,56 Gha e 2,20 t CO<sub>2</sub>.

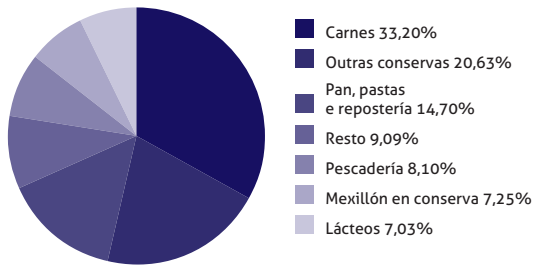
## Epígrafe 6. Recursos agropecuarios e pesqueiros

O consumo de recursos agropecuarios e pesqueiros e, concretamente, dos alimentos comercializados por esta empresa é, con diferenza, o principal responsable da PEC-PCC

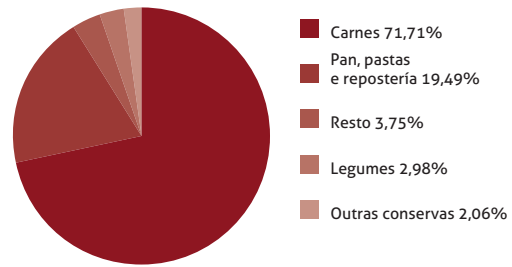
de *Gamma*. Os Gráficos 5.48-5.53 reflicten a distribución da pegada das categorías de produto incluídas neste epígrafe, agrupadas en 9 grandes grupos (Táboa 5.31).

**Gráficos 5.48-5.53. Distribución da PEC-PCC de *Gamma*: Epígrafe 6**

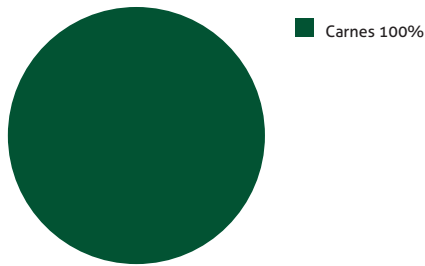
**5.48. Bosques para o CO<sub>2</sub>**



**5.49. Superficie cultivada**



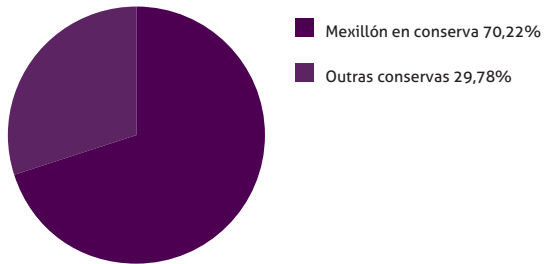
**5.50. Pastos**



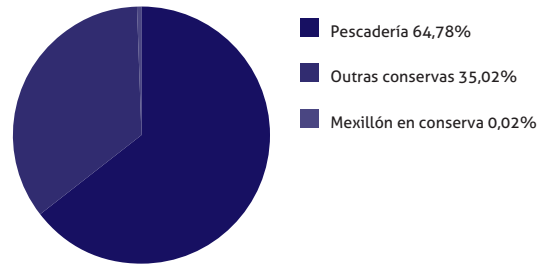
**5.51. Bosques**



**5.52. Superficie construída**



**5.53. Mar**



**Fonte:** Elaboración propia.

Tal e como viñemos facendo ata agora, a pegada do mexillón estímase aplicando as pegadas unitarias da fase anterior, neste caso a elaboración de conservas. De aí que o consumo de mexillón en conserva xere demanda de todas as superficies, pois reflicte a pegada acumulada en todas as fases anteriores do ciclo de vida.

Na medida en que *Gamma* adquire diferentes tipos de conservas diferentes ao mexillón<sup>41</sup>, é factible aplicar a pegada unitaria media da fase anterior para estimar tamén a PEC-PCC destes produtos. O procedemento é o mesmo que facemos para o mexillón, multiplicando as cantidades compradas, pola pegada unitaria de cada superficie, recollidas na última fila das Táboas 5.25 e 5.26.

En vez de realizar a estimación empregando unha intensidade enerxética media representativa do ciclo de vida dunha conserva tipo, e a produtividade natural correspondente, empregamos a pegada unitaria media da fase anterior do ciclo de vida. Por esa razón, o consumo de outras conservas distintas do mexillón xera demanda de cada unha das superficies consideradas na análise.

No resto de produtos, mantense o procedemento de cálculo habitual, aplicando intensidades enerxéticas e produtividades naturais. A PEC xorde debido ao consumo de enerxía durante a súa produción, ademais de recoller a demanda da superficie da que procede cada ben<sup>42</sup>.

A diferenza dos cinco primeiros epígrafes, onde a maioría da pegada está exclusivamente relacionada, na práctica totalidade, cun único tipo de superficie, os “Bosques para CO<sub>2</sub>”, neste caso ofrecemos información da PEC diferentes categorías de produto do epígrafe, considerando as diferentes clases de superficie.

O Gráfico 5.48, amosa que a adquisición de carne, é a compoñente máis importante da demanda de “Bosques para CO<sub>2</sub>”, 33,2% da pegada do epígrafe. Un consumo relevante, 46,5 t (o 12,3% das mercadorías da empresa), unido a unha intensidade enerxética elevada, 80 GJ/t, e unha produtividade natural baixa, especialmente, na carne de bovino, explican a relevancia deste produto na PEC-PCC deste tipo de superficie dos recursos agropecuarios e pesqueiros.

O consumo de conservas de produtos diferentes do mexillón require 44,45 Gha de “Bosques para CO<sub>2</sub>”, xerando 169,51 t CO<sub>2</sub>. Esta pegada supón o 20,6% da demanda desta superficie, a pesares de que o consumo 13,3 t, só supón o 3,5% dos produtos con-

---

**41** A información subministrada non permite diferenciar as compras por tipo de conserva, só a cantidade total adquirida en 2007, 7,6 t no caso do mexillón e 13,3 t de outras conservas.

**42** Os produtos agrícolas xeran demanda de superficie cultivada, os peixes crustáceos e moluscos de mar...

siderados no epígrafe. Neste caso, o uso de pegadas unitarias, incrementa a PEC deste tipo de produtos. Se estimásemos a PEC-PCC da mesma cantidade de conservas, aplicando a intensidade e a produtividade natural correspondentes, a superficie necesaria para absorber as emisións de CO<sub>2</sub> acadaría 11,5 Gha, xerando 52,4 tCO<sub>2</sub>, un 25,8% da pegada considerada<sup>43</sup>. Debemos ter en conta que as pegadas unitarias medias de *Bernardo Alfageme S.A.* recollen o efecto de produtos de alta PEC-PCC por tonelada, o que se traslada aos produtos que apliquen estes valores.

A adquisición de pan, pastas, e produtos de repostería, demanda 30,85 Gha, producindo 120,8 tCO<sub>2</sub>, o que supón o 14,7% da PEC-PCC. O cuarto grupo de produtos con maior relevancia na pegada de “Bosques para CO<sub>2</sub>” son os diferentes pescados (17,05 Gha; 66,57 tCO<sub>2</sub>; 8,1%) , seguidos do consumo de mexillón en conserva (15,25 Gha; 60,81 tCO<sub>2</sub>; 7,2%). Neste caso, a aplicación de pegadas unitarias non aumenta a pegada como no caso do resto de conservas, pois os valores obtidos da fase anterior para o mexillón son notablemente máis baixos que a media de tódolos produtos desta empresa, os aplicados ao resto de conservas.

O resto de grupos de produtos diferenciados no Gráfico 5.48 supón só o 16,1% da pegada de bosques para CO<sub>2</sub> do epígrafe, destacando o consumo de lácteos (7,0%) e legumes (5,5%).

As necesidades de “Superficie cultivada” (Gráfico 5.49), están fortemente influídas pola adquisición de produtos cárnicos (378,01 Gha, o 71,7% da demanda deste tipo de superficie do epígrafe). Unha produtividade natural inferior á media supón unha demanda por tonelada consumida elevada, o que, unido á cantidade consumida (46,5 t) explica o resultado obtido. Considerando a pegada asociada a pan, pastas, e repostería (66,8 Gha), completase o 93,8% da demanda deste tipo de superficie, sen que o resto de produtos teñan excesiva relevancia.

A predominancia das carnes increméntase a case o 100% ao analizar a distribución da demanda de “Pastos” (Gráfico 5.50). A asunción de que a pegada dunha parte do consumo de carne está exclusivamente vinculada a esta superficie xustifica

---

<sup>43</sup> Estimación realizada considerando unha intensidade enerxética de 53,77 GJ/t, 0,048 t/ha de produtividade natural, e unha taxa de descartes do 9%.

este feito. As pegadas unitarias aplicadas á conserva de mexillón recollen as necesidades de pastos das fases anteriores do ciclo de vida, se ben, ao seren moi baixas, tradúcense en pouca necesidade deste tipo de superficie. O mesmo ocorre no resto de conservas.

Os diferentes alimentos non xeran demanda das superficies “Bosques” e “Superficie construída” (Gráficos 5.51 e 5.52), presentes só nas conservas, debido á aplicación de pegadas unitarias. A pesares de que as compras de mexillón en 2007 (7,6 t), son menores que as do resto de conservas (13,3 t), a pegada é maior neste caso, debido a unha maior pegada unitaria (0,63 *Gha/t* fronte a 0,30 *Gha/t* no caso da superficie “Bosques” e 0,01 *Gha/t*<sup>44</sup> fronte 0,00 *Gha/t* para a superficie construída)

A estimación dos valores unitarios dos diferentes produtos obtidos na fase de conserva (Táboas 5.25 e 5.26), parte da pegada de cada superficie que se pode asignar directamente a cada produto, repartindo aquela que non está directamente vinculada a ningún. No caso da conserva de mexillón, a consideración da PEC-PCC das fases anteriores implica a existencia dunha pegada relativa a todas e cada unha das superficies dentro da análise de pegada ecolóxica directamente relacionada con este produto, polo que os valores unitarios correspondentes ás superficies “Pastos”, “Bosques”, e “Superficie construída” son máis elevados.

Non ocorre o mesmo no caso da superficie “Mar” (Gráfico 5.53), onde son os consumos realizados pola propia empresa conserveira, e non nas fases anteriores, os que determinan os valores unitarios acadados. De aí que a pegada unitaria media asociada a esta superficie de todas as conservas (5,81 *Gha/t*) sexa máis elevada que a específica das conservas de mexillón (0,06 *Gha/t*).

Ademais dos dous tipos de conservas que diferenciamos, a PEC inclúe os requirimentos de superficie mariña dos produtos adquiridos na pescadería de *Gamma*, que supoñen o 64,8% da pegada asociada a esta superficie. Considerando todas as superficies, a distribución da PEC-PCC dos recursos agropecuarios e pesqueiros é a que amosa a Táboa 5.31.

---

**44** En termos de PCC, os valores unitarios no caso dos “bosques” serían 2,46 *tCO<sub>2</sub>/t* para as conservas de mexillón e 1,16 *tCO<sub>2</sub>/t* para todas as conservas.

**Táboa 5.31.** Distribución da PEC-PCC de *Gamma*: Epígrafe 6.

Tipo de superficie	PEC (Gha)	%	PCC (tCO <sub>2</sub> )	%
Carnes	510,17	50,0%	272,80	31,8%
Mexillón en conserva	24,77	2,4%	79,55	9,3%
Outras conservas	132,00	12,9%	184,98	21,6%
Pescadería	159,98	15,7%	66,57	7,8%
Pan, pastas, repostería	100,98	9,9%	120,80	14,1%
Bebidas	11,06	1,1%	22,86	2,7%
Legumes...	22,28	2,2%	45,21	5,3%
Aceites e graxas	5,73	0,6%	6,65	0,8%
Lácteos	53,35	5,3%	57,80	6,8%
<b>Total</b>	<b>1.020,33</b>	<b>100%</b>	<b>857,22</b>	<b>100%</b>

Fonte: Elaboración propia.

As carnes, 50,0% da PEC e o 31,8% da PCC, pescado, 15,7 % e 7,8%, e conservas, incluíndo o mexillón, 15,3 % e 30,9% son os grupos de produtos deste epígrafe que xeran unha maior pegada. O ecoetiquetado deste tipo de bens permitiría elixir aos distribuidores aqueles cunha pegada máis baixa, o que reduciría a pegada total.

### Epígrafes 6-7: Recursos forestais e Auga

A PEC-PCC do epígrafe recursos forestais xorde debido ao consumo de papel e cartón de *Gamma*. As compras de papel, principalmente para o embalado de mercadorías e, en menor medida, como subministro a diferentes aparatos empregados por esta empresa como as máquinas rexistradoras, ascenderon en 2007 a 0,72 t<sup>45</sup>. As necesidades de superficie para absorber as emisións xeradas na produción de papel ascenden a 0,40 Gha (1,58 tCO<sub>2</sub>), precisando, ademais, 0,95 Gha (3,71 tCO<sub>2</sub>) de bosques, debido ao uso de

<sup>45</sup> A cantidade de papel e cartón reciclado supera este valor, debido ao adquirido como envase das mercadorías.

madeira na obtención de papel. En todo caso, non son relevantes no conxunto da PEC-PCC da empresa.

O mesmo ocorre co consumo de auga, empregada principalmente para o lavado de diferentes produtos vendidos, e cuxa pegada ascende a 1,42 Gha e 5,56 tCO<sub>2</sub>.

### 5.2.4.3. A pegada unitaria de Gamma

A estimación da pegada unitaria dos produtos desta empresa realízase a partir da consideración de diferentes grupos de produtos. Trátase dun comerciante polo miúdo que distribúe un número elevado de referencias, sen que, a efectos deste traballo, sexa relevante obter a PEC-PCC de todos eles. A Táboa 5.32 reflicte a agrupación realizada, incluíndo 10 grupos de produtos, ademais do mexillón en conserva, o ben cuxa pegada queremos estimar.

**Táboa 5.32.** Compras de *Gamma*: grupos de produtos

Produto	Compras (t)	%
Carnes	46,5	12,29%
Mexillón en conserva	7,6	2,01%
Outras conservas	13,3	3,52%
Pescadería	15,7	4,15%
Pan, pastas e repostería	109,8	29,03%
Bebidas	44,5	11,77%
Legumes...	61,7	16,30%
Aceites e graxas	2,3	0,60%
Lácteos	21,3	5,63%
Droguería	50,9	13,44%
Perfumería	4,8	1,26%
<b>Total</b>	<b>322,71</b>	<b>100%</b>

Fonte: Elaboración propia.

A relación da PEC-PCC da empresa coa súa produción require do reparto da pegada total entre os diferentes grupos de produtos que consideramos. Ao igual que fixemos na empresa anterior, distribuímos a parte da PEC-PCC de *Gamma* que non está directamente relacionada cos produtos comercializados.

O criterio de reparto empregado son as toneladas de cada grupo de produtos adquiridas en 2007. A distribución realízase seguindo o mesmo proceso que no caso de Bernardo Alfageme.

As Táboas 5.33 e 5.34 recollen a parte da PEC-PCC que non está directamente relacionada con ningún produto ou sen asignar (S.A). Así mesmo, amósase a pegada directamente relacionada con cada grupo de produtos.

As Táboas 5.35 e 5.36 amosan a PEC-PCC que lle corresponde a cada grupo de produto. Este cálculo realízase engadindo á pegada que xera a súa compra, a parte proporcional da non asignada, de acordo ao peso das compras de cada grupo de produtos nas compras totais da empresa.

Finalmente, as Táboas 5.37 e 5.38 recollen as pegadas unitarias de cada grupo de produto, obtidas dividindo a pegada total que lle corresponde a cada un entre as toneladas compradas. Dado que se trata da última fase do ciclo de vida, o valor que nos interesa é a suma total da pegada, e non a pegada unitaria vinculada a cada superficie, necesaria para á estimación da PEC-PCC da fase seguinte do ciclo de vida, se existise.

As carnes son as que presentan unha maior PEC por tonelada de produto, 11,05 *Gha/t*, (Táboa 5.37), seguidas dos produtos de pescadería (10,26 *Gha/t*). O mexillón en conserva acada, 3,33 *Gha/t*, ocupando a cuarta posición no *ranking* de produtos estudados.

Considerando a PCC (Táboa 5.38), as carnes perden a primeira posición, debido a que as necesidades dunha parte da superficie que precisan, superficie cultivable e pastos, non xera emisións de CO<sub>2</sub>. Cada tonelada conservas, excluído o mexillón, xera 14,22 t CO<sub>2</sub>, ocupando o mexillón en conserva, 10,75 CO<sub>2</sub>/t a segunda posición. Debemos ter en conta que, neste caso, e en menor medida no resto de conservas, a pegada estímase en base aos valores acumulados en fases anteriores. Á hora de realizar comparacións entre a PEC-PCC do mexillón e do resto de produtos unha metodoloxía diferente inflúe nos resultados obtidos.

**Táboa 5.33. PEC a repartir e asignada directamente. Gha**

Tipo de superficie	Bosques para CO <sub>2</sub>	Superficie cultivable	Pastos	Bosques	Superficie constr.	Mar	Total
S.A. (t)	27,50	0,01	0,00	2,90	0,05	0,00	30,46
Carnes	69,68	258,00	182,49	0,00	0,00	0,00	510,17
Mexillón en conserva	15,21	4,25	0,00	4,78	0,08	0,44	24,77
Outras conservas	43,30	7,41	0,00	3,95	0,03	77,30	132,00
Pescadería	17,01	0,00	0,00	0,00	0,00	142,97	159,98
Pan, pastas e repostería	30,86	70,12	0,00	0,00	0,00	0,00	100,98
Bebidas	5,84	5,22	0,00	0,00	0,00	0,00	11,06
Legumes...	11,55	10,73	0,00	0,00	0,00	0,00	22,28
Aceites e graxas	1,70	4,03	0,00	0,00	0,00	0,00	5,73
Lácteos	14,76	0,00	38,59	0,00	0,00	0,00	53,35
Perfumería	3,13	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3,13
Droguería	33,34	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	33,34
<b>Total</b>	<b>273,89</b>	<b>359,78</b>	<b>221,08</b>	<b>11,63</b>	<b>0,17</b>	<b>220,72</b>	<b>1.087,26</b>

Fonte: Elaboración propia.

**Táboa 5.34. PCC a repartir e asignada directamente. tCO<sub>2</sub>**

Tipo de superficie	Bosques para CO <sub>2</sub>	Superficie cultivable	Pastos	Bosques	Superficie constr.	Mar	Total
S.A. (t)	107,64	0,00	0,00	11,34	0,00	0,00	261,76
Carnes	272,80	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	272,80
Mexillón en conserva	60,82	0,00	0,00	18,74	0,00	0,00	79,55
Outras conservas	169,52	0,00	0,00	15,47	0,00	0,00	184,98
Pescadería	66,57	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	66,57
Pan, pastas e repostería	120,80	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	120,80
Bebidas	22,86	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	22,86
Legumes...	45,21	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	45,21
Aceites e graxas	6,65	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	6,65
Lácteos	57,80	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	57,80
Perfumería	12,26	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	12,26
Droguería	130,52	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	130,52
<b>Total</b>	<b>1.073,44</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>45,54</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>1.118,98</b>

Fonte: Elaboración propia.

**Táboa 5.35.** Distribución da PEC entre os diferentes produtos de *Gamma*. Gha

Tipo de superficie	Bosques para CO <sub>2</sub>	Superficie cultivable	Pastos	Bosques	Superficie constr.	Mar	Total
Carnes	73,06	258,00	182,49	0,36	0,01	0,00	513,93
Mexillón en conserva	15,77	4,25	0,00	4,84	0,08	0,44	25,38
Outras conservas	44,27	7,41	0,00	4,05	0,04	77,30	133,07
Pescadería	18,15	0,00	0,00	0,12	0,00	142,97	161,24
Pan, pastas e repostería	38,84	70,13	0,00	0,84	0,01	0,00	109,82
Bebidas	9,07	5,23	0,00	0,34	0,01	0,00	14,65
Legumes...	16,03	10,74	0,00	0,47	0,01	0,00	27,25
Aceites e graxas	1,86	4,03	0,00	0,02	0,00	0,00	5,91
Lácteos	16,31	0,00	38,59	0,16	0,00	0,00	55,07
Perfumería	3,48	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	3,52
Droguería	37,04	0,00	0,00	0,39	0,01	0,00	37,43
<b>Total</b>	<b>273,89</b>	<b>359,78</b>	<b>221,08</b>	<b>11,63</b>	<b>0,17</b>	<b>220,72</b>	<b>1.087,26</b>

Fonte: Elaboración propia.

**Táboa 5.36.** Distribución da PCC entre os diferentes produtos de *Gamma*. tCO<sub>2</sub>

Tipo de superficie	Bosques para CO <sub>2</sub>	Superficie cultivable	Pastos	Bosques	Superficie constr.	Mar	Total
Carnes	286,02	0,00	0,00	1,39	0,00	0,00	287,42
Mexillón en conserva	62,98	0,00	0,00	18,96	0,00	0,00	81,95
Outras conservas	173,30	0,00	0,00	15,86	0,00	0,00	189,17
Pescadería	71,04	0,00	0,00	0,47	0,00	0,00	71,51
Pan, pastas e repostería	152,04	0,00	0,00	3,29	0,00	0,00	155,34
Bebidas	35,52	0,00	0,00	1,33	0,00	0,00	36,86
Legumes...	62,76	0,00	0,00	1,85	0,00	0,00	64,60
Aceites e graxas	7,30	0,00	0,00	0,07	0,00	0,00	7,36
Lácteos	63,86	0,00	0,00	0,64	0,00	0,00	64,50
Perfumería	13,62	0,00	0,00	0,14	0,00	0,00	13,76
Droguería	144,99	0,00	0,00	1,52	0,01	0,00	146,51
<b>Total</b>	<b>1.073,44</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>45,54</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>1.118,98</b>

Fonte: Elaboración propia.

**Táboa 5.37.** Distribución da PEC entre os diferentes produtos de *Gamma*. Gha/t

Tipo de superficie	Bosques para CO <sub>2</sub>	Superficie cultivable	Pastos	Bosques	Superficie constr.	Mar	Total
Carnes	1,57	5,55	3,92	0,01	0,00	0,00	11,05
Mexillón en conserva	2,07	0,56	0,00	0,64	0,01	0,06	3,33
Outras conservas	3,33	0,56	0,00	0,30	0,00	5,81	10,00
Pescadería	1,15	0,00	0,00	0,01	0,00	9,10	10,26
Pan, pastas e repostería	0,35	0,64	0,00	0,01	0,00	0,00	1,00
Bebidas	0,20	0,12	0,00	0,01	0,00	0,00	0,33
Legumes...	0,26	0,17	0,00	0,01	0,00	0,00	0,44
Aceites e graxas	0,82	1,78	0,00	0,01	0,00	0,00	2,61
Lácteos	0,77	0,00	1,81	0,01	0,00	0,00	2,59
Perfumería	0,73	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,74
Droguería	0,73	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,74
<b>Total</b>	<b>0,72</b>	<b>0,95</b>	<b>0,58</b>	<b>0,03</b>	<b>0,00</b>	<b>0,58</b>	<b>2,87</b>

Fonte: Elaboración propia.

**Táboa 5.38.** Distribución da PCC entre os diferentes produtos de *Gamma*. tCO<sub>2</sub>/t

Tipo de superficie	Bosques para CO <sub>2</sub>	Superficie cultivable	Pastos	Bosques	Superficie constr.	Mar	Total
Carnes	6,15	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	6,18
Mexillón en conserva	8,26	0,00	0,00	2,49	0,00	0,00	10,75
Outras conservas	13,02	0,00	0,00	1,19	0,00	0,00	14,22
Pescadería	4,52	0,00	0,00	0,03	0,00	0,00	4,55
Pan, pastas e repostería	1,38	0,00	0,00	0,03	0,00	0,00	1,41
Bebidas	0,80	0,00	0,00	0,03	0,00	0,00	0,83
Legumes...	1,02	0,00	0,00	0,03	0,00	0,00	1,05
Aceites e graxas	3,22	0,00	0,00	0,03	0,00	0,00	3,25
Lácteos	3,00	0,00	0,00	0,03	0,00	0,00	3,03
Perfumería	2,85	0,00	0,00	0,03	0,00	0,00	2,88
Droguería	2,85	0,00	0,00	0,03	0,00	0,00	2,88
<b>Total</b>	<b>2,84</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,12</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>2,96</b>

Fonte: Elaboración propia.

#### **5.2.4.4. Consideracións a respecto dos resultados obtidos**

A particularidade de *Gamma* é que por seren un distribuidor, comercializa un número elevado de produtos. Incluso neste tipo de empresas, o método proposto computa a PEC-PCC de todas as mercadorías mentres pertencen á empresa distribuidora. De aí que pegada desta empresa teña a súa orixe, na súa maioría, pola adquisición de mercadorías para ser vendidas posteriormente.

As posibilidades de que *Gamma* reduza a súa PEC-PCC pasan pola posta en marcha de sistemas de etiquetado que ofrezan información da pegada dos bens adquiridos. Esta opción é especialmente interesante para as empresas comercializadoras, pois terían a posibilidade de optar por aqueles de menor pegada.

#### **5.2.5. A PEC-PCC do ciclo de vida estudado**

A Táboa 5.39 resume os resultados da pegada do mexillón nas diferentes fases do ciclo de vida estudado, ofrecendo información da PEC-PCC total das empresas, ademais dos valores obtidos unha vez considerada a produción de cada unha delas<sup>46</sup>. A PEC-PCC da conserva de mexillón estudada precisa de 3,33 *Gha/t* de produto, xerando 10,75 *tCO<sub>2</sub>/t*. A ausencia doutros estudos similares empregando o mesmo método de cálculo impide a contextualización dos resultados obtidos, comparándoos con outros bens e servizos.

Alguns estudos efectuados por *Carbon Trust* no Reino Unido, para un alimento, as patacas fritidas Walker's, e un xornal, o *Daily Mirror*, amosan pegadas inferiores á obtida neste estudo, 2,23 *tCO<sub>2</sub>/t*, e 0,95 *tCO<sub>2</sub>/t*, respectivamente. Trátase de valores referidos a ciclos de vida con diferente lonxitude ao noso, obtidos cun método de distinto, ademais de ser actividades diferentes, polo que non se pode obter ningunha conclusión importante ao respecto.

Pode ser interesante relacionar os valores que obtivemos co concepto de *earthshare*, introducido en capítulos anteriores. Asumindo que cada habitante do planeta dispón

---

<sup>46</sup> Centramos a análise deste apartado na PCC, pois eliximos a variable que debe figurar na ecoetiqueta son as *tCO<sub>2</sub>*.

Táboa 5.39. A pegada do mexillón en conserva no ciclo de vida estudado.

Produto	Gha	Gha/t	Gha/t engadidas	tCO <sub>2</sub>	tCO <sub>2</sub> /t	tCO <sub>2</sub> /t engadidas
Alfa	428,770	0,087	0,087	1.517,914	0,308	0,308
Beta	1.240,651	0,979	0,892	4.556,078	3,594	3,286
Bernardo Alfragme (BA)	20.179,202	3,249	2,27	28.278,337	10,437	6,843
Gamma	1.087,264	3,330	0,081	1.118,977	10,751	0,314
<b>Total</b>		<b>3,330</b>	<b>3,330</b>		<b>10,751</b>	<b>10,751</b>

Fonte: Elaboración propia.

dunha superficie de 1,78 Gha para manter o seu estilo de vida (WWF, 2006), e que a produción dunha tonelada de mexillón en conserva, distribuída por un comerciante polo miúdo, precisa 3,33 Gha, o consumo de 0,53 t de mexillón deste tipo en 2007 esgotaría a superficie dispoñible.

A obtención dos valores obtidos no noso estudo reflicte, sobre todo, a posibilidade real de aplicar o método de cálculo proposto, o MC3, para estimar a PEC-PCC de bens e servizos. De aí o seu valor.

A información dispoñible nos permite analizar a contribución de cada fase do ciclo de vida a PEC-PCC total do mexillón en conserva.

Cabe destacar as diferenzas existentes nos valores que acada a PEC-PCC. Debemos ter en conta que estamos a estimar a pegada de empresas de diferente dimensión e con procesos produtivos moi diferentes. O cultivo de mexillón amosa a PEC-PCC máis baixa. É unha actividade realizada ao aire libre, que non precisa do emprego de alimentos artificiais, nin medicamentos, empregados noutro tipo de acuicultura. O traballo dos produtores consiste, “simplemente”, en facer medrar de modo natural un produto que adquiren nas primeiras fases do seu ciclo de vida. Pese ao desenvolvemento experimentado nos últimos anos, non é un proceso intensivo en capital, nin que precise practicamente insumos, máis que os necesarios para o desprazamento ás bateas, manexo e transporte do produto.

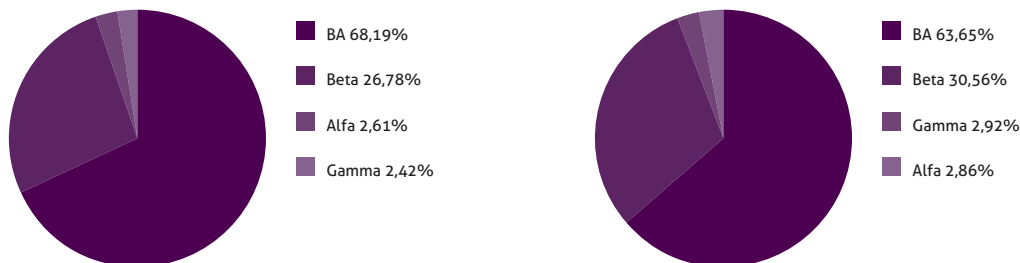
O caso contrario o representa *Bernardo Alfragme S.A.* A elaboración de conservas precisa dun gran número de *inputs* de diferente natureza, sendo precisos investimentos

importantes. En termos económicos, isto significa un maior valor engadido, o que debe redundar en maiores beneficios. De acordo á PEC-PCC, implica unha maior pegada. A consideración da produción de cada empresa na análise reduce en parte as diferenzas que recollen os valores absolutos, se ben seguen sendo importantes.

Podemos, igualmente, ver a xeración de PEC-PCC realizada en cada fase do ciclo de vida. As columnas 4 e 7 da Táboa 5.39 recollen a cantidade de pegada xerada por cada unha das empresas estudadas. Os Gráficos 5.54 e 5.55 amosan o peso de cada unha desas cantidades, en relación á pegada por tonelada total. O Gráfico 5.54 recolle a distribución da PEC e o 5.55 da PCC.

Como era de esperar á vista dos resultados referidos a cada empresa, a elaboración de conservas xera a maioría da PEC-PCC por tonelada de produto, o 68,2% da PEC e o 63,6 % da PCC. A fase de cocción de mexillón ocupa a segunda posición, co 26,8% e 30,6% respectivamente.

**Gráficos 5.54 e 5.55** Contribución de cada fase do ciclo de vida á PEC-PCC total. *Gha/t* e *tCO<sub>2</sub>/t*



Fonte: Elaboración propia.

En ambos casos, a transformación á que está sometida o produto é elevada, o que implica un proceso produtivo máis complexo, cunha maior variedade e cantidade de *inputs* e, polo tanto unha maior pegada. *Gamma*, límitase a comprar e vender mercadorías, polo que a pegada engadida, o 2,4% en *Gha/t* e o 2,9% en termos de *CO<sub>2</sub>/t*, é menor que nos dous casos anteriores. A natureza do proceso do cultivo de mexillón, unido a unha elevada produtividade explica que a pegada xerada nesta fase sexa tamén baixa (2,6% en *Gha/t* e o 2,9% en termos de *CO<sub>2</sub>/t*).

### 5.2.5.1. O papel da contrapegada

Ata o momento, os resultados foron expostos en termos da pegada bruta, sen considerar o papel da contrapegada. Só dúas das catro empresas estudadas, *Beta* (0,182 Gha<sup>47</sup>) e *Bernardo Alfageme* (0,063 Gha con capacidade para absorber 0,033 tCO<sub>2</sub>) dispoñen de superficie que pode considerarse como contrapegada. A relación destes valores, moi baixos, coa produción de cada empresa reducirá a incidencia da contrapegada neste estudo.

Introducimos na folla de cálculo a contrapegada das dúas empresas que contan con este tipo de superficie. Deste modo, as pegadas unitarias obtidas en cada fase serían netas, obtendo a PEC-PCC nestes termos. A táboa seguinte amosa os resultados obtidos.

**Táboa 5.40.** A pegada neta do mexillón en conserva no ciclo de vida estudado

Produto	Gha	Gha/t	Gha/t engadidas	tCO <sub>2</sub>	tCO <sub>2</sub> /t	tCO <sub>2</sub> /t engadidas
Alfa	428,770	0,087	0,087	1.517,914	0,308	0,308
Beta	1.240,469	0,979	0,892	4.556,078	3,594	3,286
Bernardo Alfagme (BA)	20.179,075	3,249	2,27	28.278,303	10,437	6,843
Gamma	1.087,262	3,330	0,081	1.118,977	10,751	0,314
<b>Total</b>		<b>3,330</b>	<b>3,330</b>		<b>10,751</b>	<b>10,751</b>

Fonte: Elaboración propia.

Non existen, practicamente, cambios a respecto dos resultados que amosa a Táboa 5.39. Nas pegadas totais, obsérvanse nos primeiros decimais, e nos valores unitarios, a partires do cuarto, polo que non se reflicten na táboa. En todo caso, destacar que as ecoetiquetas deben recoller os valores netos, tal e como expuxemos no Capítulo 4.

<sup>47</sup> Trátase de superficie de xardíns, polo que non se considera a súa capacidade para absorber CO<sub>2</sub>.



---

## **CONCLUSIONES**

---



---

A consideración dos perigos derivados do deterioro medioambiental global, e dos custos económicos asociados, propiciou que a preservación do medio ambiente acadara relevancia no deseño do modelo de desenvolvemento do futuro. A publicación en 1987 do Informe Bruntland e o uso dunha denominación específica, desenvolvemento sustentable, supuxeron un paso importante en termos da difusión dos nexos existentes entre medio ambiente e economía.

Sen embargo, os avances á hora de decidir cales son as repercusións globais da adopción dun modelo de desenvolvemento perdurable a longo prazo son escasos. O debate céntrase no papel que xoga o medio ambiente no modelo adoptado, pois se ben debe ser tido en conta, a relevancia outorgada é diferente, existindo dúas posicións contrarias: sustentabilidade forte e débil.

No primeiro caso, destácase a dependencia que os humanos temos da natureza, resaltando que o logro dun modelo de desenvolvemento perdurable a longo prazo require do mantemento dunha cantidade de capital natural. No segundo, trátase de incluír ao medio ambiente nos modelos económicos convencionais, defendendo a substituíbilidade entre diferentes tipos de capitais. O diferente papel outorgado á natureza, ademais dun horizonte temporal distinto, xera dúas posturas difíciles de compatibilizar.

A dependencia da natureza impón límites as actividades humanas desde unha dobre perspectiva: o capital natural dispoñible é unha cantidade finita, existindo, ademais, un nivel de uso que non debe superarse.

A cantidade de recursos naturais con utilidade para os humanos depende tanto dos recursos existentes como da capacidade para aprobeitalos. Ata o momento, o desenvolvemento de novas tecnoloxías permitiu aumentar a capacidade de aproveitamento de diferentes tipos de recursos, renovables ou non renovables. Isto propiciou que agromasen teorías que defenden que o crecemento económico é independente do capital natural, ademais de evitar que, polo momento, se cumprisen as previsións dos que pronosticaron unha convulsión no sistema debido ao deterioro do medio ambiente.

Con todo, o feito de habitar un planeta finito supón un límite ao uso de recursos naturais polo lado da cantidade dispoñible. Inda considerando un escenario pouco probable, definido polo aproveitamento de todos os recursos do planeta ata o momento aproveitables, empregando todos aqueles descoñecidos e/ou non aproveitables polo momento, a cantidade que se pode obter nun período determinado é finita. A dependencia de certos recursos non renovables, como os combustibles fósiles incrementa o problema<sup>1</sup>. Esa cantidade podería converterse en infinita se os recursos se puideran reciclar e reutilizar indefinidamente.

Os economistas obviaron durante moito tempo que a relación entre humanos-recursos naturais non se rexe só por criterios económicos senón que está sometida a leis físicas. A introdución na análise económica das leis da termodinámica (Georgescu Roegen, 1971) supuxo un punto de inflexión neste debate, ao demostrarse que o uso dos recursos ou, noutros termos, o incremento da entropía, diminúe o *stock* de recursos utilizables.

Non existe consenso a respecto dunha cuarta lei da termodinámica, relativa a capacidade de reciclar indefinidamente os recursos usados. A nivel teórico sinálase a posibilidade de bucles de reciclaxe que permitan a reciclaxe infinita, o que parece eliminar os límites ao uso de recursos (Ayres, 2000). Na práctica, polo momento, non parece que isto sexa posible, sendo difícil determinar a viabilidade deste tipo de medidas.

É certo que, ata o momento, a capacidade dos humanos para aportar solucións tecnolóxicas evitou os límites polo lado do esgotamento dos recursos non renovables. En todo caso, á hora de posicionarse sobre este ou outro tema, consideramos racional elaborar predicións en base ao coñecido, inda que poda ser superado no futuro a longo prazo, que considerando o descoñecido, porque non deixa de ser una posibilidade non demostrada.

A negación dos efectos da cuarta lei da termodinámica non evita que existan límites que cuestionan o mantemento a longo prazo dun modelo de desenvolvemento baseado no crecemento.

---

1 Esta premisa cumpriríase, incluso si se xestionan os recursos renovables de modo que non se esgoten.

O uso de recursos xera residuos que van parar a sumidoiros naturais. Inda asumindo que os refugallos poden ser recuperados dos sumidoiros e reciclados, existe a posibilidade de que os sumidoiros se saturen, o que significa cambios nas condicións de habitabilidade do planeta e, por tanto, no estilo de vida dos humanos.

Por outro lado, a destrución de ecosistemas e a extinción de especies teñen implicacións nos ciclos de vida da natureza, polo que a súa desaparición ten efectos máis alá da imposibilidade de empregar un recurso, implicando a perda de servizos naturais insubstituíbles e dificilmente recuperables.

Nun escenario delimitado por unha poboación crecente que, a pesar das desigualdades entre países en termos de consumo, tende, globalmente, a facer un maior uso da natureza, é cuestión de tempo que o deterioro medioambiental estableza fortes tensións no sistema. A relación de dependencia entre o capital natural e o manufacturado e a consideración dunha carga que non se debe superar, establecen límites á dimensión da economía e aos procesos de acumulación capitalistas, erosionando os alicerces do sistema.

Ninguén pode determinar con precisión cales serán as consecuencias dunha crise medioambiental global, cando se producirá ese momento, nin as súas implicacións concretas, mais chegará senón se establecen cambios estruturais no modelo de crecemento actual. Os problemas locais derivados da escaseza de recursos como o petróleo ou a auga, están xa a orde do día, orixinando conflitos entre países.

Por todo isto, cómpre acadar un modelo de desenvolvemento que evite a destrución do medio ambiente a longo prazo ou, empregando a denominación do Informe Brundtland, un desenvolvemento sustentable/sostible.

Inda que non existe consenso a respecto das implicacións deste tipo de desenvolvemento, son precisas ferramentas, os indicadores, que permitan avaliar o cumprimento dos obxectivos definidos. Os temas a considerar adoitan resumirse en catro: cuestións sociais, económicas, medioambientais, e institucionais.

Concluimos que as denominacións habitualmente empregadas, indicadores de desenvolvemento sustentable ou sustentabilidade, non contribúen a delimitar con claridade o tipo de indicadores que se pode empregar neste labor. Propoñemos unha clasificación en base as diferentes dimensións do desenvolvemento sustentable habitualmente

empregadas, medioambiental, social, económica, e institucional, existindo, por tanto, indicadores medioambientais, sociais, económicos e institucionais. Deste modo, realízase unha separación explícita entre o indicador e o obxectivo ou criterio de sustentabilidade relacionado.

A visión de cada quen a respecto da concreción do desenvolvemento sustentable inflúe tanto na elección dos indicadores como nos obxectivos a acadar. Cómpre tamén decidir o número de indicadores a empregar en cada situación.

O noso traballo céntrase no estudo dun indicador cunha ampla difusión a nos últimos anos. Trátase dun indicador medioambiental sintético, coherente cos principios de sustentabilidade forte, compatible co uso doutros indicadores que o complementen.

A pegada ecolóxica (PE) foi creada a principios dos 90 por M. Wackernagel e W. Rees. Trata de estimar a cantidade de superficie bioloxicamente produtiva que precisa unha determinada poboación para manter o seu nivel de consumo e a xeración de refugallo. O seu obxectivo é o estudo das necesidades de superficie dunha determinada poboación, comparadas coa dispoñibilidade no territorio que habitan. O método de cálculo proposto, o método composto, baséase na comparación da cantidade de recursos bióticos consumidos coa produtividade da superficie da que procede cada un. A maiores, estímase a área de bosques precisa para absorber as emisións de CO<sub>2</sub> xeradas no consumo de todos os bens que consume unha poboación determinada.

Dende a súa creación, o método composto evolucionou, tratando de solucionar algunhas carencias existentes na versión inicial. Os cambios foron numerosos e, nalgúns casos de importancia relevante. Sen embargo, non son habitualmente sinalados. De aí que a comparación dos resultados de diferentes estudos non teña sentido, senón se sinalan claramente os supostos baixo os que se realizan os cálculos.

Detectamos e expuxemos modificacións importantes nos obxectivos e interpretación do indicador. A énfase na determinación do sobrepasamento e os cambios no significado dos déficit e excedentes ecolóxicos, son dous exemplos relevantes, que modifican a interpretación da PE realizada nos seus primeiros anos de vida.

Houbo tamén cambios notables no método de cálculo. Apuntamos a introdución de factores de equivalencia e rendemento e o posterior cambio no modo de calculalos, a recente exclusión da pegada da enerxía nuclear, ou a consideración da produtividade

primaria requirida (PPR) no cálculo da pegada dos produtos pesqueiros, como claros exemplos das modificacións sufridas polo método composto ao longo do tempo. Neste último caso, nin sequera existe un método definitivo, pois a incapacidade de recoller a constatada sobreexplotación dalgunhas pesqueiras, impide a consolidación do método baseado na PPR, tal e como nos indicaron desde GFN.

O indicador tivo un éxito importante en termos de difusión. Isto reflectiuse na realización de multitude de estudos en diferentes ámbitos, nalgúns casos proponendo alternativas metodolóxicas diferentes ao método composto, como a aproximación das compoñentes ou o uso de técnicas *input-output*. Ambos métodos foron descritos e avaliados, sinalando os seus puntos fortes e febles.

A PE non está exenta de limitacións, recoñecidas polos propios Wackernagel e Rees, xurdindo diferentes críticas relacionadas con cuestións que abranguen desde o proceso de cálculo, o ámbito de aplicación ou a adecuación das unidades empregadas.

Realizamos unha análise exhaustiva dos puntos fortes, limitacións e críticas recibidas, aportando a nosa visión en cada caso. No debate a respecto do papel do comercio exterior, propuxemos a estimación de diferentes versións do indicador, en función de dous criterios: a aplicación de produtividades locais ou globais, e a consideración ou non do comercio exterior. Esta diferenciación, unida á consideración de dúas finalidades diferentes, o deseño de políticas medioambientais a respecto dun determinado territorio ou a comparación con outras realidades similares, contribúen a solucionar algúns dos problemas sinalados.

Concluimos que a visión que críticos e defensores da PE teñen do modelo de desenvolvemento sustentable desexable, determina en parte, o debate sobre a utilidade do indicador. As críticas adoitan centrarse en cuestións específicas relacionadas coa sustentabilidade, comparando a PE cun indicador perfecto, e ao mesmo tempo, inexistente, capaz de plasmar todas as cuestións relacionadas coa sustentabilidade medioambiental.

Na nosa opinión, a relevancia da PE está relacionada coa súa capacidade para poñer de manifesto a dependencia humana dos ecosistemas, introducindo e difundindo cuestións relacionadas coa sustentabilidade medioambiental en ámbitos onde habitualmente non está presente. É certo que non se trata dunha medida precisa, pero as cuestións que

recolle son relevantes á hora de avanzar cara un modelo de desenvolvemento que se poida manter a longo prazo, tal e como demanda unha parte da sociedade.

O incremento da sensibilidade social a respecto dos problemas medioambientais propicia, entre outras cousas, que as administracións públicas desenvolvan lexislación ao respecto, ademais xerar comportamentos que exercen presión para que as actividades das empresas non danen o medio ambiente. Desde outra perspectiva, empresas e organizacións poden empregar a xestión medioambiental para diferenciar e engadir valor aos seus produtos, converténdose o medio ambiente nunha ferramenta competitiva relevante. De aí que nas últimas décadas existan intentos de aplicar o concepto de desenvolvemento sustentable no ámbito corporativo. O éxito acadado por filosofías empresariais, como a Responsabilidade Social Corporativa, poñen de manifesto os cambios na xestión empresarial tradicional, centrada na busca do máximo beneficio para os accionistas.

Neste contexto, xérase unha demanda de instrumentos que permitan avaliar a posición de sustentabilidade das empresas e dos seus produtos. Autores como Simmons e Chambers (1998), Holland (2003), Doménech (2004ab, 2007) ou Wiedmann e Lenzen (2007a) decátanse do potencial da análise de pegada ecolóxica neste ámbito, retomando unha idea sinalada por Wackernagel e Rees.

Destacamos que a demanda de superficie produtiva que requiren as empresas e organizacións para realizar as súas actividades, a pegada ecolóxica corporativa (PEC), ten utilidade desde unha dobre perspectiva. Por un lado, a determinación da superficie precisa para producir un determinado ben proporciona información que pode modificar do comportamento dos consumidores. Por outro, a información precisa para a estimación da PEC é de utilidade na toma de decisións para mellorar a posición medioambiental de empresas e organizacións.

Cuestións como o uso de unidades de superficie, facilmente comprensibles; un método de cálculo sinxelo e aplicable, incluso por aqueles non excesivamente familiarizados coa xestión medioambiental, e a síntese de resultados nun único índice, proporcionan vantaxes en termos da comunicación dos resultados obtidos.

Igualmente, apuntamos como a importancia acadada por fenómenos globais como o cambio climático, desata o interese de organizacións empresas pola estimación das

emisións de CO<sub>2</sub> e outros gases de efecto invernadoiro xeradas na produción de bens e servizos, recollidos na pegada do carbono corporativa (PCC).

O éxito de PEC e PCC está condicionado a unha delimitación clara, evitando as diferentes interpretacións existentes na actualidade. A ausencia dunha alternativa metodolóxica aceptada e estandarizada, contribúe a incrementar a incerteza ao seu redor.

Para nós, o traballo de Wackernagel e Rees superou o obxectivo de elaborar unha ferramenta que recolla a demanda de superficie bioloxicamente produtiva dunha determinada poboación, sentando, ademais, as bases dun tipo de análise, a análise de pegada ecolóxica, útil en diferentes ámbitos. Os propios Wackernagel e Rees sinalan a capacidade do indicador para ser aplicado a empresas, produtos, actividades, e outras realidades diferentes. Sen embargo, limítanse a enunciar esta posibilidade, sen definir con precisión como se aplica a análise nestes niveis.

En termos do cálculo da PE de poboacións, a análise está perfectamente definida, inda existindo diferentes alternativas metodolóxicas. O denominado método composto é o que acadou máis difusión, sendo empregado por organismos como WWF nos “Informes de planeta Vivo”, que bianualmente estiman a PE da maioría de países do mundo. A existencia da rede Global Footprint Network (GFN), liderada polo propio Wackernagel, coa finalidade de avanzar no proceso de estandarización do método, reforza o liderado mundial do método composto.

Noutros casos, non existe un estándar dominante, existindo diferentes propostas que tratan de desempeñar este rol. Isto sucede á hora de estimar a PEC. A aproximación das compoñentes, a combinación de técnicas *input-output* coa análise de ciclo de vida, ou o método composto das contas contables (MC3) constitúen diferentes alternativas existentes na actualidade, todas elas con diferentes vantaxes e inconvenientes, expostos neste traballo.

A aparición de indicadores con relación aparente coa pegada ecolóxica, como a pegada do carbono (PC), ademais de abrir o abano de usos que ten o indicador, engade incerteza á hora de realizar análise de pegada ecolóxica en ámbitos distintos ás poboacións.

Delimitamos o concepto de PC, concluíndo que debe incluír as emisións de CO<sub>2</sub> e outros gases de efecto invernadoiro. Na esfera corporativa, introducimos o concepto de

PCC, que inclúe o mesmo tipo de emisións que a PC, neste caso, no ámbito da produción de bens e servizos.

A maiores, realizamos unha proposta na que quedan claramente definidos a relación entre PE, PEC, e PCC. Concluimos que PEC e PCC constitúen un mesmo indicador expresado en diferentes unidades, hectáreas globais no primeiro caso, e toneladas de CO<sub>2</sub> equivalentes no segundo. A PCC determina as emisións do maior gases de efecto invernadoiro posibles.

Así mesmo, consideramos que o MC3 é un método axeitado para a estimación da PEC-PCC: i) permite a estimación simultánea de PEC e PCC; ii) adáptase a calquera tipo de organización e empresa; iii) recolle emisións, directas e indirectas de CO<sub>2</sub> e os principais gases de efecto invernadoiro; iv) axústase á visión que desde institucións como a Comisión Europea se ten do que debe ser a pegada ecolóxica corporativa; v) é coherente con normas internacionais de recoñecido prestixio relativas ás emisións de organizacións e empresas, como a ISO 14064; vi) é un método transparente e fácil de manexar; e vii) pode ser aplicado para estimar a PEC-PCC de bens e servizos considerando o seu ciclo de vida.

O MC3 foi creado por Juan Luis Doménech Quesada, existindo, polo momento, unha versión inicial (MC3 1.0) válida para estimar a PEC-PCC de empresas e organizacións. Doménech parte dos principios aplicados por Wackernagel et al., (2000) para a estimación pegada familiar, elaborando unha folla de cálculo, a ferramenta empregada para estimar a PEC-PCC, que transforma os consumos de bens e servizos realizados por empresas.

A aplicación dunha intensidade enerxética relativa á cantidade de enerxía empregada na produción de cada ben é empregada para estimar a enerxía total incorporada á cada cantidade consumida das diferentes categorías de bens e servizos que recolle a folla de cálculo. A consideración da produtividade enerxética de cada ben e unha taxa de absorción media, permite a estimación da superficie de bosques precisa para absorber as emisións de CO<sub>2</sub>, xeradas na súa produción. A demanda do resto de superficies consideradas na análise de pegada ecolóxica estímase do mesmo modo que no método composto, comparando o consumo de cada ben, en termos físicos, coa produtividade natural da superficie da que proceden.

Doménech (2004ab) destaca a posibilidade de aplicar o MC3 no cálculo da PEC-PCC de produtos, considerando a demanda de superficie e as emisións xeradas ao longo do seu ciclo de vida. A redución do impacto ambiental xerado na produción de bens e servizos, é un dos principais obxectivos da estratexia de desenvolvemento sustentable europea, determinándose que a ferramenta axeitada para medir este impacto é a análise do ciclo de vida (LCA). Non obstante, non existe consenso ao respecto do método de cálculo a empregar.

Doménech, parte da premisa de que os bens e servizos deben recoller a pegada das corporacións que os producen, deseñando un ciclo de vida onde cada fase está definida por unha empresa. O obxectivo do método debe ser incorporar nos bens producidos a pegada que engaden as diferentes empresas que os transforman, transportan e distribúen, considerando un ciclo que abrangue desde a fase de materias primas ata a adquisición polo consumidor final. A PEC-PCC obtida dá lugar a unha ecoetiqueta que recolle pegada total do ben, e serve como instrumento para proporcionar información medioambiental ao consumidor que adquire o ben ecoetiquetado. A demanda de bens de pegada baixa por parte dos consumidores se trasladaría ao resto de fases do ciclo de vida, estendéndose os efectos a toda a economía estudada.

Sen embargo, Doménech, non realiza o desenvolvemento necesario para adaptar o MC3 a esta fin, sendo este labor o principal obxectivo desta tese de doutoramento.

## **CONCLUSIÓN A RESPECTO DO MÉTODO DE CÁLCULO DESEÑADO**

Realizamos o desenvolvemento do MC3 para a estimación da PEC-PCC de bens e servizos. A posibilidade de realizar unha contribución propia, útil para que os usuarios do método, independentemente do seu número, dispoñan de información medioambiental que permita reducir derivados das súas decisións de consumo, constituíu unha motivación especial, capaz de compensar o risco asumido nun traballo desta natureza, onde non existe a certeza de que o esforzo realizado dea os seus froitos, no sentido de que a ferramenta deseñada cumpra a finalidade coa que foi concibida.

A aplicación do MC3 para estimar o ciclo de vida de bens e servizos requiriu de cambios importantes a respecto do modo habitual de operar. A necesidade de incorpo-

rar a PEC-PCC de cada fase do ciclo de vida de modo que a pegada se transmita de empresa a empresa ou, noutros termos, fase a fase, fixo necesario a substitución das intensidades enerxéticas e produtividades naturais habitualmente empregadas polo MC3 por pegadas unitarias, obtidas dividindo a PEC-PCC de cada empresa pola súa produción. A súa aplicación constitúe unha modificación importante a destacar.

Foi tamén necesario idear un procedemento que permita aos usuarios do MC3 identificar cal é a pegada unitaria dos bens adquiridos en función da fase do ciclo de vida na que se atopen, pois os valores unitarios serán máis elevados canto máis preto se estea da finalización do ciclo de vida. A inclusión de diferentes denominacións para un mesmo ben ofrece unha solución a este problema, sendo preciso ampliar a folla de cálculo.

Coa finalidade de evitar diferentes posibilidades de dobre contabilidade, establecemos regras que delimitan a responsabilidade da pegada en cada fase do ciclo de vida; o momento de cómputo da pegada dos bens á hora de realizar agregacións para estimar a PEC-PCC dunha determinada economía; ademais de establecer o período de cálculo e a validez das pegadas unitarias.

Así mesmo, incidiuse na aclaración de determinadas cuestións relevantes para a aplicación do método neste contexto, como o papel das empresas de servizos, a contra-pegada, e os factores de equivalencia e rendemento a aplicar. Todas elas son cuestións necesarias para que o indicador obedeza aos obxectivos marcados, anteriormente non tratadas.

Finalmente, indicáronse todos os pasos necesarios para o ecoetiquetado do produto, delimitando as unidades da ecoetiqueta e a súa localización, a información a incluír, a validez temporal, o proceso de estandarización e validación do esquema proposto, ademais do modo de transmitir a información ao longo do ciclo de vida.

A inclusión da información medioambiental (a PCC) nos mesmos soportes que a información económica (prezo dos bens e servizos) posibilita a transmisión automática da información que contén a ecoetiqueta entre todos os axentes que participan na produción e distribución de bens e servizos. Isto constitúe unha vantaxe práctica importante á hora de poñer en marcha o método. A simplicidade e accesibilidade para os usuarios do MC3 son outros dos puntos fortes sinalados.

Así mesmo, os supostos nos que o indicador se basea, permiten, contraponer a ló-

xica medioambiental e económica dalgunhas prácticas habituais na fase do capitalismo actual (externalización de actividades, deslocalización de empresas...). A súa utilidade vai máis alá do ámbito empresarial, pois foméntase a adopción de comportamentos positivos para o medio ambiente a nivel global, ademais de proporcionar información útil para introducir as cuestións medioambientais no ámbito das políticas económicas e fiscais.

Pola contra, a eliminación de mapas de procesos, non presentes no ciclo de vida enfocado a empresas e o uso necesario de intensidades enerxéticas no momento de posta en marcha do método, resta precisión a análise en relación aos ciclos de vida convencionais. Por outro lado, detectouse un caso de dobre contabilidade, no momento en que bens producidos por unha empresa son adquiridos por ela mesma de fases posteriores do ciclo de vida.

Resulta complexo cuantificar a importancia desta limitación. Na nosa opinión nunha economía globalizada, onde as empresas se abastecen de produtos producidos en calquera parte do mundo, non parece moi probable que nunha maioría de casos vaia existir o tipo de *feedback* que xera o problema. Non obstante, podería ser importante en sectores e produtos concretos. Neste caso, a limitación dos efectos da dobre contabilidade pasa pola detección e cuantificación destes casos.

O problema non impide a comparación das ecoetiquetas de bens con ciclos de vida similares ciclos de vida similares, pois existirá en todos eles.

En todo caso, consideramos que o desenvolvemento realizado cumpre sobradamente os obxectivos marcados, solucionando catro dos cinco incumprimentos que desde GFN se sinalan para este tipo de análise, evitando a maioría de casos de dobre contabilidade. Trátase dun enfoque novo, con notables vantaxes en termos de aplicabilidade práctica, que testamos nunha aplicación concreta.

## CONCLUSIÓNS AO RESPECTO DO ESTUDO EMPÍRICO REALIZADO

O método deseñado foi aplicado a o ciclo de vida dunha conserva de mexillón, integrado por catro empresas (*Alfa, Beta, Bernardo Alfaceme S. A. e Gamma*). A aplicación do MC3 responde á finalidade de demostrar a súa utilidade, detectando posibles proble-

mas. O valor específico da pegada calculada para o ciclo de vida estudado, 3,33 *Gha/t* e 10,75 *tCO<sub>2</sub>/t* é menos relevante, pois a ausencia de estudos relativos a outros bens, ou a máis anos para o ben estudado, impide a realización de comparacións e/ou análise de tendencias.

Debemos destacar a diferenzas existentes na pegada das empresas estudadas, superando amplamente a PEC-PCC de *Bernardo Alfageme S. A.*, a suma da pegada das tres fases anteriores. En relación ao mexillón en conserva, o produto estudado, en torno a 2/3 da PEC-PCC da súa pegada ao final do ciclo de vida foron xerados na fase de elaboración da conserva. Si se engade a pegada xerada na fase de cocción, empresa *Beta*, acádase o 90% da PEC-PCC. Nestas dúas etapas é cando o produto sofre unha maior transformación, polo que os resultados obtidos son coherentes co que cabería agardar a priori.

A posta en marcha do método permitiu a detección e modificación de numerosas cuestións relacionadas co método proposto, mellorando tanto a súa precisión como a comunicación de resultados. Por outro lado, puxo de manifesto a súa utilidade, amosando que información se pode obter da súa aplicación, ademais do tipo de medidas a poñer en marcha.

Os cambios na precisión e comunicación de resultados xorden debido a diferentes modificacións detectadas na aplicación do MC3. O traballo con empresas, permitiunos constatar que a estrutura da folla de cálculo empregada para estimar a PEC-PCC, e algúns dos parámetros empregados no seu cálculo, debían ser modificados.

Un primeiro grupo de cambios relaciónase coa propia estrutura da folla, redistribuíndo o número de epígrafes e capítulos, de modo que a clasificación realizada sexa máis coherente. Así mesmo, engadíronse diferentes capítulos, categorías e subcategorías de produtos, para ofrecer información específica de bens consumidos polas empresas estudadas. A diferenciación entre a pegada de materiais amortizables e non amortizables é relevante á hora de deseñar medidas para reducir a PEC-PCC.

Ao ser un ciclo de vida relacionado con produtos de orixe mariña, desagregouse o epígrafe que recolle o consumo de recursos agropecuarios e pesqueiros, permitindo visualizar a PEC-PCC específica de materias primas e outros produtos, anteriormente agregados.

Foi tamén preciso resolver determinadas cuestións do proceso de cálculo. Actualizáronse e incorporáronse novas produtividades naturais e intensidades enerxéticas, ademais de factores de equivalencia e rendemento. A determinación do ámbito de aplicación dos factores de rendemento, optando polos elaborados por GFN a nivel estatal, constituíu unha mellora relevante a respecto dos valores empregados anteriormente.

Nalgúns casos, a creación de categorías de produto novas fixo necesario a introdución de valores específicos para os novos bens considerados. A aplicación do método ao estudo do ciclo de vida dun produto cuxa orixe é a acuicultura mariña, puxo de manifesto a dificultade de encaixar este tipo de produtos na distribución actual de superficies que se recolle na análise de pegada ecolóxica. A consideración dunha única superficie, “Mar”, para todos os produtos de orixe mariña, incluíndo os procedentes de actividades extractivas como os de acuicultura mariña, implica o uso dun único factor de equivalencia e rendemento para produtos con produtividades notablemente diferentes, o que reduce a precisión da análise. A necesidade de investigación para determinar a pegada deste tipo de produtos é unha conclusión relevante.

Aportamos, tamén, diferentes solucións a cuestións non resoltas na versión inicial do MC3. A distribución da PEC-PCC entre os diferentes bens que produce unha empresa require do establecemento dun criterio de reparto adecuado para a pegada non relacionada especificamente con ningún produto. Este labor foi realizado en dúas empresas, *Bernardo Alfageme S.A.* e *Gamma*. Constatamos, ademais, a necesidade de avanzar na estimación da pegada de vertidos, relevante nas empresas estudadas.

Os resultados obtidos puxeron de manifesto a utilidade do indicador en diferentes ámbitos. Nun primeiro nivel, a PEC-PCC proporciona información relevante para a xestión empresarial. As catro empresas para as que se estimou a súa pegada dispoñen de información das actividades que xeran unha maior demanda de superficie e producen máis emisións de CO<sub>2</sub>. A delimitación das áreas de maior pegada é unha cuestión fundamental na diagnose da situación medioambiental en base a este indicador, e o punto de partida á hora de tomar medidas para reducir a demanda de superficie e emisións de CO<sub>2</sub>. No caso da PCC, a súa utilidade aumenta nun contexto onde as empresas deben reducir ás súas emisións de acordo aos obxectivos establecidos no Protocolo de Kioto.

En tódolos casos propuxemos medidas a poñer en marcha a partir dos resultados

obtidos. Deste modo, a PEC-PCC permite que as empresas melloren o desempeño medioambiental dispoñendo, ademais, dunha ferramenta de comunicación cos consumidores dos seus produtos.

O logro do incremento da vida útil das bateas ou a modificación dos materiais empregados na súa construción, de non repercutir negativamente no medio ambiente, ou a agrupación das unidades de produción para reducir determinados consumos como o gasóleo, foron recomendacións para a empresa *Alfa*. A posibilidade de contratar compañías eléctricas que aposten polas enerxías renovables é unha opción para todas as empresas estudadas. A busca de maquinaria que reduza o consumo de combustibles é unha alternativa a ter en conta para empresas como *Beta* e *Bernardo Alfageme S.A.*

Un dos resultados a destacar é que unha gran parte da PEC-PCC das empresas estudadas está relacionada consumo dos bens que transforman e/ou comercializan. Neste caso, a mellora da súa posición medioambiental non pasa, necesariamente, pola redución do consumo deste tipo de produtos e, polo tanto, a súa actividade. A conclusión relevante é que a elección de provedores cuxos produtos incorporen unha baixa PEC-PCC é unha cuestión crucial para reducir tanto a demanda de superficie como as emisións de CO<sub>2</sub>. De aí a importancia de que todos os participantes no ciclo de vida, desde os produtores ata o consumidor final, dispoñan de información medioambiental dos bens e servizos que adquiren. Os resultados obtidos na aplicación do MC3 confirman as cautelas expostas na exposición teórica: a necesidade de sistemas de información deste tipo e a súa relevante contribución ao desenvolvemento sustentable.

O MC3 asume que as empresas son propietarias e responsables da pegada de todo tipo bens e servizos, incluíndo materias primas e mercadorías, neste último caso destinadas á venda. Este suposto pode ser obxecto de crítica, pois incrementa a pegada de empresas cuxa actividade sexa exclusivamente a compra-venda de bens. Sen embargo, é fundamental para que tódolos os axentes participantes na produción e distribución de bens e servizos se decatén da importancia de adquirir bens que xeren o menor impacto ambiental posible.

As estratexias habitualmente sinaladas para este labor relaciónanse cun menor consumo de recursos, xeralmente aqueles facilmente asociados con algún impacto ambiental directo (as emisións xeradas debido ao consumo de enerxía e combustibles, son

un bo exemplo neste senso) e unha menor xeración de refugallos. Esta análise non ten en conta unha consideración relevante. Dado que se trata de manter ou aumentar a produción, exclúe as medidas sobre as materias primas<sup>2</sup> ou os produtos comercializados. Neste caso, un menor consumo implicaría unha menor produción, menores vendas e, por tanto, unha menor rendibilidade económica, necesaria para a supervivencia de empresas e organizacións.

Por outro lado, desde esta perspectiva, aquelas empresas que distribúen bens, sen ningún tipo de transformación, ou prestan servizos, non teñen demasiada responsabilidade ambiental, pois non xeran refugallos nin consumen materiais, máis alá do consumo de electricidade e combustibles. Tampouco teñen moitas vías para reducir o seu impacto, pois ao limitarse á comercialización de bens rematados, non poden reducir o seu consumo, pois redunda directamente na súa rendibilidade.

A aplicación do MC3 demostra que 1) a responsabilidade deste tipo de empresas e maior, pois adquiren bens que xeraron un impacto no medio ambiente, medido neste caso, polas emisións de CO<sub>2</sub>e/ou a demanda de superficie; 2) o seu impacto se reduce se adquiren bens cunha menor pegada.

Ademais de proporcionar información útil para a xestión empresarial, o MC3 proporciona información que sae do ámbito microeconómico, sendo relevante á hora de deseñar políticas relacionadas co desenvolvemento sustentable. O ecoetiquetado en base ás emisións constitúe unha ferramenta de grande utilidade á hora de deseñar políticas fiscais, podendo ser a base para acadar o desenvolvemento dunha fiscalidade que teña en conta o impacto no medio ambiente de bens e servizos.

Por outro lado, a PEC-PCC permite contraponer a lóxica medioambiental coa lóxica económica propia da fase do capitalismo actual.

As vantaxes da globalización das actividades económicas restrínxense á esfera dos beneficios económicos para as empresas que deslocalizan a súa produción, se abastecen en mercados lonxe do lugar de consumo ou comercializan os seus bens en todo o mun-

---

**2** Si se consideran á hora de buscar tecnoloxías ou técnicas que aumenten a eficiencia no consumo ou unha menor xeración de refugallos.

do. En termos medioambientais, convértense en desvantaxes, de difícil percepción e cuantificación.

A adquisición de materias primas e bens para ser transformados e consumidos lonxe do lugar onde son obtidos implica un maior consumo de enerxía, debido a transportes máis longos, mecanismos para conservar correctamente os bens transportados..., o que se reflicte nunha maior PEC-PCC. O impacto da compra de produtos pesqueiros procedentes de Perú e as Malvinas na pegada de *Bernardo Alfageme S. A.* ilustra perfectamente este caso.

En ausencia dunha pouco probable regulación do comercio internacional que considere dalgún modo as cuestións medioambientais, o consumidor pode desempeñar un papel relevante á hora de penalizar este tipo de estratexias. Non obstante, a demanda de produtos de PEC-PCC reducida precisa de sistemas de información que permitan a identificación destes produtos.

Así mesmo, as empresas que opten por empregar, na medida do posible, produtos locais, terán na PEC-PCC unha ferramenta que permitirá diferenciarlas daqueles competidores que se abastecen globalmente.

A entrada en Galicia de mexillón de áreas de cultivo de calquera parte do mundo, distribuíndose, nalgúns casos, como autóctono, constitúe unha ameaza aos bateiros galegos. En termos da análise proposta, o mexillón chileno comercializado en Galicia tería unha PEC-PCC moito máis alta que o galego. Dado que o indicador se aplica durante todas as fases do ciclo de vida, non só ao mexillón fresco, como a Denominación de Orixe Protexida (DOP), esta identificación se produciría independentemente do uso que se lle dea ao produto: conserva, venda da vianda cocida... De acordo a nosa proposta de ecoetiquetado, a pegada dunha conserva de mexillón elaborada en Galicia con mexillón chileno, sería máis elevada que si se emprega mexillón galego.

Nun contexto onde sexa obrigatorio ecoetiquetar, a identificación sería clara. Nun ámbito de voluntariedade, as empresas que aposten por ofrecer este tipo de información farían que as que non ecoetiqueten sexan sospeitosas. A certificación por parte de terceiros daría lexitimidade ao valor da etiqueta.

A externalización de parte do proceso produtivo, outra práctica en auxe nas últimas décadas, é outra cuestión que xurdiu na aplicación do método. A subcontratación

polas empresas conserveiras do proceso de cocción do mexillón incrementa a pegada do produto ao final do seu ciclo de vida, pois implica que determinados consumos e, polo tanto, a súa pegada se dupliquen.

De acordo á lóxica económica, este tipo de actividades son rendibles. En termos ambientais, non. O Informe Brundtland destaca a necesidade de compatibilizar obxectivos económicos e medioambientais. O método desenvolvido neste traballo e o estudo realizado poñen de manifesto a utilidade do o MC3 como fonte de información medioambiental relevante para este labor, permitindo a contraposición da lóxica económica e ecolóxica.



---

**REFERENCIAS  
BIBLIOGRÁFICAS**

---



- 
- ACCOUNTABILITY, 2006. *Norma sobre aseguramiento AA1000*. <<http://www.accountability21.net/uploadedFiles/Resources/AA1000%20traduccion%20marzo%202006.pdf>> (último acceso, xullo, 2008).
- ADAMS, C., FROST, G., WEBBER, W. 2004. "Triple Bottom Line: A Review of the Literature". En *The Triple Bottom Line. Does it all add up?*, Heriques, A., Richardson, J., (Eds.), Earthscan, London, pp. 17-25.
- AENOR (Asociación Española de Normalización y Certificación), 2001. *UNE-EN ISO 14024: 1999. Etiquetas ecológicas y declaraciones medioambientales. Autodeclaraciones medioambientales (Etiquetado ecológico Tipo II)*. AENOR Ediciones, Madrid.
- AENOR (Asociación Española de Normalización y Certificación), 2002a. *UNE-EN ISO 14020: 2000. Etiquetas ecológicas y declaraciones medioambientales. Principios generales*. AENOR Ediciones, Madrid.
- AENOR (Asociación Española de Normalización y Certificación), 2002b. *UNE-EN ISO 14021: 1999. Etiquetas ecológicas y declaraciones medioambientales. Autodeclaraciones medioambientales (Etiquetado ecológico Tipo II)*. AENOR Ediciones, Madrid.
- AENOR (Asociación Española de Normalización y Certificación), 2006a. *UNE-EN ISO 14040: 2006. Gestión ambiental. Análisis del ciclo de vida. Principios y marco de referencia*. AENOR Ediciones, Madrid.
- AENOR (Asociación Española de Normalización y Certificación), 2006b. *UNE-EN ISO 14044: 2006. Gestión ambiental. Análisis del ciclo de vida. Requisitos y Directrices*. AENOR Ediciones, Madrid.
- AENOR (Asociación Española de Normalización y Certificación), 2006c. *UNE-EN ISO 14064-1: 2006. Gases de efecto invernadero Parte 1: especificación con orientación, a nivel de las organizaciones, para la cuantificación y el informe de las emisiones y remociones de gases de efecto invernadero*. AENOR Ediciones, Madrid.
- AENOR (Asociación Española de Normalización y Certificación), 2007. *UNE-EN ISO*

- 14025: 1999. *Etiquetas ecológicas y declaraciones medioambientales. Declaraciones medioambientales (Etiquetado ecológico Tipo II)*. AENOR Ediciones, Madrid.
- ALMENAR ASENSIO, R., DIAGO GIRALDÓS, M., 2002. *El proyecto necesario. Construir construir un desarrollo sostenible a escala regional y local*. Patronat Sud-Nord de la Fundació General de la Universitat de València i Publicacions de la Universitat de València, Valencia.
- ÁLVAREZ DÍAZ, P. D., DOMÉNECH QUESADA, J. L., PERALES VARGAS-MACHUCA, J. A., 2008. "Huella ecológica energética corporativa: Un indicador de la sostenibilidad empresarial". *Revista OIDLES*. Vol 1., pp. 1-13.
- ALLISON, C., CARTER, A., 2000. *Study on different types of Environmental Labelling (ISO Type II and III Labels): Proposal for an Environmental Labelling Strategy*. Final Report DG Environment, European Commission. <<http://ew.eea.europa.eu/ManagementConcepts/communication/labels/nonfood/label23.pdf/>> (último acceso, maio, 2009)
- ANTEQUERA, J., GONZÁLEZ, E., 2005. "¿Medir la sostenibilidad?. Una aproximación al tema de indicadores de sostenibilidad". *Sostenibilidad?*. Vol. 7, pp. 133-160.
- ANTEQUERA, J., GONZÁLEZ, E., RÍOS, L., 2005. "Sostenibilidad y desarrollo sostenible. Un modelo por construir". *Sostenibilidad?*. Vol. 7, pp. 93-118.
- ASONGU, J. J., 2007. "The story of corporate social responsibility". *Journal of Business and Public Policy*. Vol 1, pp. 1-18.
- AYRES, R. U., 1999. "The second law, the fourth law, recycling and limits to growth". *Ecological Economics*. Vol. 29, pp. 473-483.
- AYRES, R. U., 2000. "Commentary on the utility of the ecological footprint concept". *Ecological Economics*. Vol. 32, pp. 347-349.
- AYRES, R. U., 2007. "On the practical limits to substitution". *Ecological Economics*. Vol 61, pp. 115-128.
- AYRES, R. U., VAN DEN BERGH, J. C. J. M., GOWDY, J. M., 1998. *Viewpoint: Weak versus strong sustainability*. Report No 98-103/3, Tinbergen Institute Discussion Papers, Tinbergen Institute. <<http://www.tinbergen.nl/discussionpapers/98103.pdf>> (último acceso, maio, 2009).
- BAKKES, J. A., VAN DER BORN, G. J., HELDER, J. C., SWART, R. J., HOPE, C. W., PARKER,

- J.D.E., 1994. *An Overview of Environmental Indicators: state of the art and perspectives*. UNEP/EATR. 94-01. RIVM/402001001. Environmental Assessment Sub-Programme; UNEP, Nairobi.
- BARBIER, E., MARKANDYA, A., 1990. "The conditions for achieving environmentally sustainable development". *European Economic Review*. Vol. 34, pp. 659-669.
- BARBIER, E., MARKANDYA, A., PEARCE, D., 1990. "Environmental sustainability and Cost-benefit analysis ". *Environment and Planning*. Vol. 22, pp. 1259-1266.
- BARRETT, J., 2001. "Component ecological footprint: developing sustainable scenarios". *Impact Assessment and Project Appraisal*. Vol 19, pp. 107-118.
- BARTELMUS, P., 1994. *Environment, Growth, and Development*. Routledge, London.
- BERMEJO, R. , 2001. *Economía sostenible. Principios, conceptos e instrumentos*. Bakeaz, Bilbao.
- BERNARD, Y., COLLI, J. C., LEWANDOWSKI, D. 1981. *Diccionario económico y financiero*. Asociación para el progreso de la dirección, Madrid.
- BEST FOOT FORWARD, IMPERIAL COLLAGE, 2000. *Island State: An ecological footprint analysis of the Isle of Wight*. Best Foot Forward, Oxford.
- BEST FOOT FORWARD, 2001. *Herdfordshire's ecological footprint*. Best Foot Forward, Oxford.
- BICKNELL, K. B., BALL, R. J., CULLEN, R., BIGSBY, H. R., 1998. "New methodology for the ecological footprint with an application to the New Zealand economy". *Ecological Economics*. Vol. 27, pp. 149-160.
- BLUE ANGEL, 2008. *The Blue Angel Active in Climate Protection*. <<http://www.blauer-engel.de/en/index.php>> (último acceso, novembro, 2008)
- BORGSTROM, G., 1965. *The Hungry Planet*. McMillan, New York.
- BORGSTROM, G., 1973. *Harvesting the Earth*. Abelard-Schuman, New York.
- BOULDING, K. E., 1966. "The economics of the coming spaceship". En *Environmental quality in a growing economy*, Jarret, H. E. (Ed.) John Hopking Press, Baltimore, pp.3-14.
- BP (BRITISH PETROLEUM), 2007. *What is a Carbon Footprint?*, <[http://www.bp.com/liveassets/bp\\_internet/globalbp/STAGING/global\\_assets/downloads/A/ABP\\_ADV\\_what\\_on\\_earth\\_is\\_a\\_carbon\\_footprint.pdf](http://www.bp.com/liveassets/bp_internet/globalbp/STAGING/global_assets/downloads/A/ABP_ADV_what_on_earth_is_a_carbon_footprint.pdf)> (último acceso, xuño, 2008).

- BREA BERMEJO, E. 2009. *Cartografiado y dinámica de poblaciones de los bancos naturales de semilla de mejillón en las costas Atlánticas gallegas*. Tese de doutoramento. Universidade de Santiago.
- BSI (British Standards Institute), 2008a. *PAS 2050: 2008. Specification for the assessment of the life cycle greenhouse emissions of goods and services*. <<http://www.bsigroup.com/en/Standards-and-Publications/Industry-Sectors/Energy/PAS-2050/>> (último acceso, xaneiro, 2009).
- BSI (British Standards Institute), 2008b. *Guide to PAS 2050 How to assess the carbon footprint of goods and services*. <<http://www.bsigroup.com/en/Standards-and-Publications/Industry-Sectors/Energy/PAS-2050/PAS-2050-Form-page/>> (último acceso, febreiro, 2009).
- BUNTING, S. W., 2001. "Appropriation of environmental goods and services by aquaculture: a reassessment employing the ecological footprint methodology and implications for horizontal integration". *Aquaculture Research*, Vol. 32, pp. 605-609.
- CALLISTER, M.E.J., GRIFFITHS, M.J.D. 2007. "The carbon footprint of the American Thoracic Society meeting". *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*. Vol. 175, pp. 417.
- CANO ORELLANA, A., 2004. *Economía y Sostenibilidad en las Grandes Aglomeraciones Urbanas. Aproximación al cálculo de la huella ecológica de Sevilla y sus áreas metropolitanas*. Sevilla Global S.A, Sevilla.
- CARBALLO PENELA, A., 2003. *Os límites do crecemento económico e a problemática medioambiental no pensamento económico*. Tese de licenciatura. Universidade de Santiago de Compostela.
- CARBALLO PENELA, A., GARCÍA-NEGRO, M. C., 2008a. "La huella ecológica y su aplicación a organizaciones: el caso de una empresa conservera en Galicia (España)". *DELOS*. Vol. 1, pp. 1-18.
- CARBALLO PENELA, A., GARCÍA-NEGRO, M. C., 2008b. "Hacia el desarrollo sostenible de organizaciones y empresas: la huella ecológica corporativa y su aplicación a un productor de mejillón en Galicia (España)". *Luna Azul*. Vol. 27, pp. 1-15. <<http://www.lunazul.ucaldas.edu.co/>> (último acceso, febreiro, 2009).

- CARBALLO PENELA, A., GARCÍA-NEGRO, M. C., DOMÉNECH, J. L., 2009. "A methodological proposal for the corporate carbon footprint: an application to a wine producer company in Galicia (Spain)". *Sustainability Journal*. (en prensa).
- CARBALLO PENELA, A., GARCÍA-NEGRO, M. C., DOMÉNECH QUESADA, J. L., VILLASANTE, C. S., RODRÍGUEZ RODRÍGUEZ, G., GONZÁLEZ-ARENALES, M., 2008a. "A pegada ecolóxica corporativa: concepto e aplicación a dúas empresas pesqueiras de Galicia". *Revista Galega de Economía*. Vol. 17, pp. 149-176.
- CARBALLO PENELA, A., GARCÍA-NEGRO, M. C., VILLASANTE, C. S., RODRÍGUEZ RODRÍGUEZ, G., 2007. *Cálculo de intensidades energéticas de los recursos naturales*. Informe presentado ao Grupo de Mellora da Pegada Ecolóxica Corporativa, no marco do proxecto de investigación "Huella Ecolóxica para el proyecto IMAPS: Revisión de los índices de conversión de recursos naturales así como de la metodología general" (inédito).
- CARBALLO PENELA, A., VILLASANTE, C. S., 2007. "La huella ecolóxica de una economía cerrada: consideraciones teóricas sobre el ajuste de comercio en el marco de análisis de la huella". Comunicación presentada no 4º *Encuentro Internacional Desarrollo Sostenible y Población*, 5-22 xuño, 2007. Universidade de Málaga.
- CARBALLO PENELA, A., VILLASANTE, C. S., 2008. "Applying physical input-output tables of energy to estimate the energy ecological footprint (EEF) of Galicia (NW Spain)". *Energy Policy*. Vol. 36., pp. 1148-1163.
- CARBON FOOTPRINT, 2008. *What is a carbon footprint?*. <<http://www.carbonfootprint.com/carbonfootprint.html>> (último acceso, outubro, 2008).
- CARBON TRUST, 2006a. *Carbon footprints in the supply chain: the next step for business*. Report Number CTC618. The Carbon Trust, London <<http://www.carbontrust.co.uk/publications/publicationdetail?productid=CTC618>> (último acceso, novembro, 2008).
- CARBON TRUST, 2006b. *The carbon emissions generated in all that we consume*. Report Number CTC603. The Carbon Trust, London. <<http://www.carbontrust.co.uk/publications/publicationdetail.htm?productid=CTC603>> (último acceso, novembro, 2008).
- CARBON TRUST, 2007. *Carbon footprint measuring methodology 1.3*. The Carbon Trust,

- London. <[http://rpm-solutions.ca/CSR/CarbonFootprint\\_methodology\\_full.pdf](http://rpm-solutions.ca/CSR/CarbonFootprint_methodology_full.pdf)> (último acceso, febreiro, 2009).
- CARBON TRUST, 2008a. *Climate change- a business revolution? How tackling climate change could create or destroy company value*. Report Number CTC740. The Carbon Trust, London. <<http://www.carbontrust.co.uk/publications/publicationdetail?productid=CTC740>> (último acceso, novembro, 2008).
- CARBON TRUST, 2008b. *Product carbon footprinting: the new business opportunity pack*. Report Number CTC74. The Carbon Trust, London. <<http://www.carbontrust.co.uk/publications/publicationdetail?productid=CTC744>> (último acceso, novembro, 2008).
- CARBON TRUST, 2008c. *Code of Good Practice for Product Greenhouse Gas Emissions and Reduction Claims. Guidance to support the robust communication of product carbon footprints*. Report Number CTC75 The Carbon Trust, London. <<http://www.carbontrust.co.uk/publications/publicationdetail?productid=CTC745>> (último acceso, xaneiro, 2009).
- CARROLL, A. B., 1979. "A Three-Dimensional Conceptual Model of Corporate Performance." *Academy of Management Review*. Vol. 4, p. 500.
- CARSON, R., (1962): *Silent Spring*, Hamish Hamilton, London.
- CASELLES MONCHO, A., CARRASCO ESTEVE, M., MARTÍNEZ GASCÓN, A., COLL RIBERA, S., DOMÉNECH, J. L., GONZÁLEZ ARENALES, M., 2008. "La huella ecolóxica corporativa de los materiales: aplicación al sector comercial". *Revista OIDLES*. Vol 1., pp. 1-23.
- CASTRO BONAÑO, J. M., 2002. *Indicadores de Desarrollo Sostenible Urbano. Una Aplicación para Andalucía*. Tesis doctoral. Universidad de Málaga. <<http://www.eumed.net/tesis/jmc/index.htm>> (último acceso, maio, 2008).
- CATTON, W. E, 1980. *Overshoot: The Ecological Basis of Revolutionary Change*. University of Illinois Press, Illinois.
- CC (CATALYST CONSORTIUM), 2002. *What is Corporate Social Responsibility?*. <[http://www.rhcatalyst.org/site/DocServer/CSRQ\\_A.pdf?docID=103](http://www.rhcatalyst.org/site/DocServer/CSRQ_A.pdf?docID=103)> (último acceso, agosto, 2008).
- CE (COMISIÓN EUROPEA), 2001a. *Fomentar un marco europeo para la responsabilidad social de las empresas*. COM 2001 (366) final. Bruxelas, 18-07-2001.<<http://ec>

- europa.eu/employment\_social/soc-dial/csr/greenpaper\_es.pdf> (último acceso, setembro, 2008).
- CE (COMISIÓN EUROPEA), 2001b. *Green paper on Integrated Product Policy*. COM 2001 (68) final. Bruxelas, 07-02-2001.<[http://www.iwoe.unisg.ch/org/iwo/web.nsf/SysWebRessources/EU\\_IPP.pdf/\\$FILE/EU\\_IPP.pdf](http://www.iwoe.unisg.ch/org/iwo/web.nsf/SysWebRessources/EU_IPP.pdf/$FILE/EU_IPP.pdf)> (último acceso, febreiro, 2009).
- CE (COMISIÓN EUROPEA), 2003. *Comunicación de la Comisión al Consejo y al Parlamento Europeo. Política de productos integrada. Desarrollo del ciclo de vida medioambiental*. COM 2003 (302) final. Bruxelas, 18-06-2003. <<http://eurlex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=COM:2003:0302:FIN:ES:PDF>> (último acceso, febreiro, 2009).
- CE (COMISIÓN EUROPEA), 2006. *Making product information work for the environment*. Final Report of the Integrated Product Policy Working Group on Product Information. <[http://ec.europa.eu/environment/ipp/pdf/20070115\\_report.pdf](http://ec.europa.eu/environment/ipp/pdf/20070115_report.pdf)> (último acceso, decembro, 2008).
- CE (COMISIÓN EUROPEA), 2007. *Carbon footprint. What is it and how to measure it?*. European Plataform on LCA. <[http://lca.jrc.ec.europa.eu/Carbon\\_footprint.pdf](http://lca.jrc.ec.europa.eu/Carbon_footprint.pdf)> (último acceso, setembro, 2008).
- CE (COMISIÓN EUROPEA), 2008. *Ecolabel*. <[http://ec.europa.eu/environment/ecolabel/index\\_en.htm](http://ec.europa.eu/environment/ecolabel/index_en.htm)> (último acceso, novembro, 2008).
- CHAMBERS, G., 2001. *Ecological footprint. A Technical Report to the STOA Panel*.<[http://www.europarl.europa.eu/stoa/publications/studies/20000903\\_en.pdf](http://www.europarl.europa.eu/stoa/publications/studies/20000903_en.pdf)> (último acceso, marzo, 2009).
- CHAMBERS, N., LEWIS, K., 2001. *Ecological Footprint Análisis: Towards a Sustainability Indicador for Business*. ACCA Research Report No. 65. <[http://www.accaglobal.com/pubs/publicinterest/activities/research/research\\_archive/23906.pdf](http://www.accaglobal.com/pubs/publicinterest/activities/research/research_archive/23906.pdf)> (último acceso, xuño, 2008).
- CHAMBERS, N., SIMMONS, C., WACKERNAGEL, M. 2000. *Sharing nature's interest. Ecological footprints as an indicador of sustainability*. Earthscan, London.
- CHEN, B., CHEN, G. Q., YANG, Z. F., JIANG, M. M., 2007. "Ecological footprint accounting for energy and resource in China". *Energy Policy*. Vol. 35, pp. 1599–1609.

- CIFUENTES, P., GONZÁLEZ ALONSO, S., RAMOS, A., 1993. *Diccionario de la Naturaleza. Hombre Ecología, Paisaje*, Editorial Espasa-Calpe, S. A., Madrid.
- COÉN ANITÚA, A. 2006. “De sostenible y sustentable”. *Correo del Maestro*. Vol. 116, pp. 1-6 <<http://www.correodelmaestro.com>> (último acceso, abril, 2008).
- COMMON, M., PERRINGS, C., 1992. “Towards an ecological economics of sustainability”. *Ecological Economics*. Vol. 6, pp. 7-34.
- COMMONER, B., 1971. *The Closing Circle: Confronting the Enviromental Crisis*, Jonathan Cape, London.
- COMMONER, B., 1990. *En paz con el planeta*. Editorial Crítica S. A., Barcelona, 1992.
- COOB, C., GOODMAN, G., WACKERNAGEL, M., 1999. *Why bigger isn't better: The Genuine Progress Indicator-1999 update*. <<http://www.redefiningprogress.org>> (último acceso, abril, 2008).
- COSTANZA, R., 1997. “La economía ecológica de la sostenibilidad. Invertir en capital natural”. En *Medio ambiente y desarrollo sostenible. Más allá del Informe Brundtland*, Goodland, R., Daly, H., El Serafy, s., von Droste, B. (Eds). Editorial Trotta, Madrid, pp. 103-114.
- COSTANZA, R., 2000. “The dynamics of the ecological footprint concept”. *Ecological Economics*. Vol. 32, pp. 341-345.
- COSTANZA, R., D'ARGE, R., DE GROOT, R., FARBER, S., GRASSO, M., HANNON, B., LIMBURG, K., NAEEM, S., O'NEIL, R., PARUELO, J., RASKIN, R. G., SUTTON, P., VAN DEN BELT, M., 1998. “The value of the world's ecosystem services and natural capital”. *Nature*. N° 387, pp. 253-360.
- COTO MILLÁN, P., DOMÉNECH, J. L., CARRERA-GÓMEZ, M. A., CARRERA-GÓMEZ, G., PESQUERA, M. A., INGLADA, V., CASTANEDO, J., 2006. “The Ecological Footprint of Ports: a Sustainability Indicator”. *Transportation Research Board of the National Academie*. Vol. 1963, pp. 71-75.
- COTO MILLÁN, P., DOMÉNECH, J. L., MATEO MANTECÓN, I., 2008a. “Corporate Ecological Footprint: New Conversion Factors”. *Research Letters in Ecology*. Vol. 208, pp. 1-4.
- COTO MILLÁN, P., MATEO MANTECÓN, I., DOMÉNECH, J. L., GONZÁLEZ-ARENALES, M.,

- 2008b. “La Huella Ecológica de las Autoridades Portuarias y los Servicios”. *Revista OIDLES*. Vol 1., pp. 1-28.
- COX, G., ATKINS, M., 1979. *Agricultural Ecology: An Analysis of World Food Production Systems*. W. H. Freeman, San Francisco.
- GRAMA, Y., DEFOURNY, J., GAZON, J., 1984. “Structural decomposition of multipliers in input–output or social accounting matrix analysis”. *Economie Appliqué*. Vol. 37, pp. 215–22.
- DAILY, G. C., 1997. *Nature’s services: societal dependence on natural ecosystems*. Island Press, Washington, D. C.
- DALY, H. E., 1968. “On economics as a life science”. *Journal of Political Economics*. Vol. 76, pp. 392-406.
- DALY, H. E., 1977. *Steady-State Economics*, W. H. Freeman and Company, cop., San Francisco.
- DALY, H. E., 1990. “Toward some operational principles of sustainable development” *Ecological economics*. Vol. 2, pp.1-6.
- DALY, H. E. 1992. “Comment: Is the Entropy Law Relevant to the Economics of Natural Resource Scarcity?- Yes, of Course it is!”. En *Ecological Economics and the Ecology of Economics. Essays in Criticism*, Daly H. E. (coord), 1999, Edward Elgar, Cheltenham, pp. 100-105.
- DALY, H. E., 1997a. “Georgescu-Roegen versus Solow/Stiglitz”. *Ecological Economics*. Vol. 22, pp. 261-266.
- DALY, H. E., 1997b. “Georgescu-Roegen versus Solow/Stiglitz”. *Ecological Economics*. Vol. 22, pp. 271-273.
- DALY, H. E., COBB JR., J. B., 1989. *Para el bien común. Reorientando la economía hacia la comunidad el ambiente y un futuro sostenible*. Fondo de Cultura Económica, México D. F., 1993.
- DEFOURNY, J., THORBECKE E., 1984. “Structural path analysis and multiplier decomposition within a social accounting matrix framework”. *Economic Journal*. Vol. 94, pp. 111–36.
- DJI (DOW JONES INDEXES., STOXX LTD., SAM GROUP), 2008. *Dow Jones Sustainability*

- World Indexes Guide Version 10.1, September 2008*. <[http://www.sustainability-indexes.com/07\\_html/publications/guidebooks.html](http://www.sustainability-indexes.com/07_html/publications/guidebooks.html)> (último acceso, setembro, 2008).
- DOMÉNECH, J. L., 2004a. “Huella ecológica portuaria y desarrollo sostenible”. *Puertos*. Vol. 114, pp. 26-31.
- DOMÉNECH, J. L. 2004b. “La huella ecológica empresarial: el caso del puerto de Gijón”. *Actas del VII Congreso Nacional de Medio Ambiente*, 22-26 Noviembre, 2004, Madrid.
- DOMÉNECH, J. L. 2006. “Guía metodológica para el cálculo de la huella ecológica corporativa”. Comunicación presentada en el *Tercer Encuentro Internacional sobre Desarrollo Sostenible y Población*, 6-24 de julio de 2006, Universidad de Málaga, Málaga.
- DOMÉNECH, J. L., 2007. *Huella ecológica y desarrollo sostenible*. AENOR Ediciones, Madrid.
- DOMÉNECH, J. L., GONZÁLEZ-ARENALES, M., 2008. “La huella ecológica de las empresas: 4 años de seguimiento en el puerto de Gijón”. *Revista OIDLES*. Vol 1., pp. 1-20.
- DUMONT, R., 1973. *Utopía ou morte*, Livraría Sá da Costa, Lisboa, 1975.
- DURÁN BARROS, D., 2006. “Indicadores de desarrollo sostenible”. *Ara-Tierra sur*. Vol verano 2006 , pp. 44-47.
- EHRlich, A. H., EHRlich, P. R., 1971. *Population, Resources, Environment: Issues in Human Ecology*. W. H. Freeman and Company, Cop., San Francisco.
- EHRlich, P., 1968. *The Population Bomb*, Ballantine Books, New York.
- ELKINGTON, J., 1994. “Towards the sustainable corporation: Win-win-win business strategies for sustainable development”. *California Management Review*. Vol. 36, pp. 90-100.
- ELKINGTON, J., 1997. *Cannibals with Forks: The Triple bottom line of 21<sup>st</sup> Century Business*. Capstone Publishing, Okford.
- ENERGETICS, 2007. *The Reality of Carbon Neutrality* <[www.energetics.com.au/file?node\\_id=21228](http://www.energetics.com.au/file?node_id=21228)> (último acceso, outubro, 2008).
- EPLCA (Plataforma Europea de Análise de Ciclo de Vida), 2008a. *About the Internacional Referente Life Cycle Data system*. <<http://lca.jrc.ec.europa.eu/>>

- EPLCA/Doc/ILCD\_About\_the\_International\_Reference\_Life\_Cycle\_Data\_System\_ILCD\_May2008.pdf (último acceso, febreiro, 2009).
- EPLCA (Plataforma Europea de Análise de Ciclo de Vida), 2008b. *Main guidance document for all applications and scope situations (draft)*. <[http://lca.jrc.ec.europa.eu/EPLCA/Deliverables/ILCD-Draft\\_Main\\_guidance\\_document\\_for\\_all\\_applications\\_and\\_scope\\_situations\\_22May2008\\_Home\\_reducet.pdf](http://lca.jrc.ec.europa.eu/EPLCA/Deliverables/ILCD-Draft_Main_guidance_document_for_all_applications_and_scope_situations_22May2008_Home_reducet.pdf)> (último acceso, febreiro, 2009).
- EPLCA (Plataforma Europea de Análise de Ciclo de Vida), 2008c. *Analysis of existent environmental impact assessment methodologies and indicators related with Life Cycle analysis. Working Draft 2008. September 2008*. <<http://lct.jrc.ec.europa.eu/lca-documentation>> (último acceso, febreiro, 2009).
- ERLANDSON, J., TILLMAN, A. M., 2009. "Analysing influencing factors of corporate environmental information collection, management and communication". *Journal of Cleaner Production*. En prensa, pp. 1-11.
- ESCOBAR, L., 2006. "Indicadores sintéticos de calidad ambiental: un modelo general para grandes zonas urbanas". *EURE (Santiago)*. Vol. 32, pp. 73-98.
- ETAP (Environmental Technologies Action Plan), 2007 *The Carbon Trust Helps UK Businesses Reduce their Environmental Impact, Press Release*, <[http://ec.europa.eu/environment/etap/pdfs/jan07\\_carbon\\_trust\\_initiative.pdf](http://ec.europa.eu/environment/etap/pdfs/jan07_carbon_trust_initiative.pdf)> (último acceso, outubro, 2008).
- EWING B., REED, A., RIZK, S., GALLI, A., WACKERNAGEL, M., KITZES, J. 2008. *Calculation Methodology for the National Footprint Accounts, 2008 Edition*. Global Footprint Network, Oakland.
- FAO (ORGANIZACIÓN DE NACIONS UNIDAS PARA A AGRICULTURA E A ALIMENTACIÓN), 1997. *Informe sobre el estado mundial de la pesca y la acuicultura (Informe SOFIA)*. 1996. <[http://www.fao.org/sof/sofia/index\\_es.htm](http://www.fao.org/sof/sofia/index_es.htm)> (último acceso, novembro, 2008).
- FAO (ORGANIZACIÓN DE NACIONS UNIDAS PARA A AGRICULTURA E A ALIMENTACIÓN), 2007. *Informe sobre el estado mundial de la pesca y la acuicultura (Informe SOFIA)*. 2006. <[http://www.fao.org/sof/sofia/index\\_es.htm](http://www.fao.org/sof/sofia/index_es.htm)> (último acceso, maio, 2008).

- FERGUSON, A.R.B., 1999. "The essence of ecological footprints". *Ecological Economics*. Vol. 31, pp. 318–319.
- FERNG, J-J., 2001. "Using composition of land multiplier to estimate ecological footprints associated with production activity". *Ecological Economics*. Vol. 37, pp. 159-172.
- FIALA, N., 2008. "Measuring sustainability: why the ecological footprint is bad economics and bad environmental science". *Ecological Economics*. Vol. 67, pp. 519–525.
- FIDÉLIS, T., 2001 *Planeamento Territorial a Ambiente. O caso dá envolvente à Ria de Aveiro*. Principia, Publicações Universitárias e Científicas, Joao do Estoril.
- FISHER-KOWALSKY, M., HABERL, H., 1998. "Sustainable development: socio-economic metabolism and colonization of nature". *International Social Science Journal*. Vol. 50, pp. 573-587.
- FORAN, B., LENZEN, M. AND DEY, C., 2004. *Using input-output analysis to develop "Triple bottom line accounts" for the Australian economy*. Comunicación presentada na *International workshop Advances in energy studies*, 16–19 xuño, 2004, Campinas. <<http://www.unicamp.br/fea/ortega/energy/B.Foran.pdf>> (último acceso, setembro, 2008).
- FORAN, B., LENZEN, M. AND DEY, C., 2005a. *Balancing Act: A triple bottom line analysis of the 135 sectors of the Australian economy*. CSIRO Technical report, CSIRO Resource Futures and The University of Sydney, Canberra. <<http://www.cse.csiro.au/research/balancingact>> (último acceso, agosto, 2008).
- FORAN, B., LENZEN, M., DEY, C., BILEK, M., 2005b. "Integrating sustainable chain management with triple bottom line accounting". *Ecological Economics*. Vol. 52, pp. 143-157.
- FOREST STEWARDSHIP COUNCIL-US (FSC), 2007. *Leading Forest Conservation and Market Transformation*. <<http://www.fscus.org>> (último acceso, outubro, 2008).
- FRANKENTAL, P., 2001. "Corporate Social Responsibility- A PR Invention". *Corporate Communications: An Internacional Journal*. Vol. 6. pp., 18–23.
- GALLEGO, B. AND LENZEN, M., 2005. "A consistent input-output formulation of shared

- producer and consumer responsibility”. *Economic Systems Research*. Vol. 17, pp. 365-391.
- GALLOPIN, G. C., 1997a. “Indicators and their use: information for decision-making”. En *Sustainability Indicators: report of the project on Indicators for Sustainable Development*, Moldan, B., Billharz, S., (Eds.). Wiley, Chichester. <<http://www.icsu-scope.org/downloadpubs/scope58/contents.html>> (último acceso, abril, 2009).
- GALLOPIN, G. C., 1997b. “Situational indicators”. En *Sustainability Indicators: report of the project on Indicators for Sustainable Development*, Moldan, B., Billharz, S., (Eds.). Wiley, Chichester. <<http://www.icsu-scope.org/downloadpubs/scope58/contents.html>> (último acceso, abril, 2009).
- GALLOPÍN, G. C., 2006. “Los indicadores de desarrollo sostenible: aspectos conceptuales y metodológicos”. Ponencia presentada no *Seminario de expertos sobre indicadores de sostenibilidad en la formulación y seguimiento de políticas*, 4-6 outubro, 2006, Santiago de Chile. <<http://www.observatoriourbano.cl/Docs/pdf/Los%20ind%20de%20des%20sostenible%20asp%20con%20y%20met%20agosto%202006%20fodepal.pdf>> (último acceso, abril, 2009).
- GARCÍA NEGRO, M. C., 2003. *Táboas Input Output Pesca Conserva Galegas 1999*. Consellería de Pesca e Asuntos Marítimos, Xunta de Galicia, Santiago de Compostela.
- GEORGESCU-ROENGEN, N., 1971. *The Entrophy Law and the Economic Process*, Harvard University Press, London.
- GERMAIN, S., 2001. “The Ecological Footprint of Lions Gate Hospital”. *Hospital Quarterly Winter*. Vol. 2001/02, pp., 61-66.
- GFN (GLOBAL FOOTPRINT NETWORK), 2006a. *Ecological footprint and biocapacity. Technical notes: 2006 edition*. <<http://www.footprintnetwork.org>> (último acceso, abril, 2006).
- GFN (GLOBAL FOOTPRINT NETWORK), 2006b. *Ecological footprint standards 2006*. <<http://www.footprintnetwork.org>> (último acceso, abril, 2008).
- GFN (GLOBAL FOOTPRINT NETWORK), 2006c. *Global Footprint Network. National*

- Footprint Accounts 2006. Academic version.* <<http://www.footprintnetwork.org>> (folla de cálculo recibida tras solicitude a GFN).
- GFN (GLOBAL FOOTPRINT NETWORK), 2007. *Footprint term glosary. Global Footprint Network.* <<http://www.footprintnetwork.org>> (último acceso, abril, 2008).
- GILI, I., ROCA, M., SALAS, J. M., 2005. *Memoria de sostenibilidad. Aspectos económicos financieros.* Ediciones Deusto, Barcelona.
- GIORDANO, E. 2002. *Las guerras del petróleo. Geopolítica, economía y conflicto.* Icaria Antrazyt, Barcelona.
- GLEICK, P. H., 2000. *The World's water 2000-2001: The Biennial Report on Freshwater Resources.* Island Press, Washington DC.
- GOLDSMITH, E., ALLEN, R., ALLABY, M., DAVOLL, J., LAWRENCE, S., 1972. *Manifiesto para la supervivencia.* Alianza Editorial, S. A., Madrid.
- GONZÁLEZ-BENITO J, GONZÁLEZ-BENITO O., 2006. "A review of determinant factors of environmental proactivity". *Business Strategy and the Environment.* Vol., pp. 87-102.
- GONZÁLEZ LAXE, F., 2007. "Los indicadores de sostenibilidad como herramientas de evaluación". *Ekonomiaz.* Vol. 64, pp. 300-329.
- GOODLAND. 1997. "Environmental Sustainability in the Hydro Industry". En *Large Dams: Learning from the Past, Looking at the Future*, Dorcey, T., Steiner, A., Acreman, M., Orlando, B. (Eds.), Washington DC, pp. 5-27.
- GÖSSLING, S., BORGSTRÖM HANSSON, C., HÖRSTMEIER, O., SAGGEL, S., 2002. "Ecological footprint analysis as a tool to assess tourism sustainability". *Ecological Economics.* Vol. 43, pp. 199-211.
- GRANKVIST, G. 2002. *Determinants of choice of ecolabeled products.* Tese de doutoramento. Universidade de Göteborg.
- GRI (GLOBAL REPORTING INITIATIVE), 2002. *Sustainability Reporting Guidelines.* Global Reporting Initiative, Boston. <[http://www.aeca.es/comisiones/rsc/documentos\\_fundamentales\\_rsc/gri/guidelines/gri\\_guidelines\\_2002.pdf](http://www.aeca.es/comisiones/rsc/documentos_fundamentales_rsc/gri/guidelines/gri_guidelines_2002.pdf)> (último acceso, setembro, 2008).
- GRI (GLOBAL REPORTING INITIATIVE), 2005. *GRI Boundary Protocol.* Global Reporting Initiative, Boston. <<http://www.globalreporting.org/guidelines/protocols/BoundaryProtocol.pdf>> (último acceso, setembro, 2008).

- GRI (GLOBAL REPORTING INITIATIVE), 2006. *Sustainability Reporting Guidelines*. Global Reporting Initiative, Boston. <[http://www.globalreporting.org/NR/rdonlyres/ED9E9B36-AB54-4DE1-BFF2-5F735235CA44/0/G3\\_GuidelinesENU.pdf](http://www.globalreporting.org/NR/rdonlyres/ED9E9B36-AB54-4DE1-BFF2-5F735235CA44/0/G3_GuidelinesENU.pdf)> (último acceso, setiembre, 2008)
- GRI (GLOBAL REPORTING INITIATIVE), 2007. *Sustainability Reporting 10 years on*. <[http://www.globalreporting.org/NR/rdonlyres/430EBB4E-9AAD-4CA1-9478-FBE7862F5C23/0/Sustainability\\_Reporting\\_10years.pdf](http://www.globalreporting.org/NR/rdonlyres/430EBB4E-9AAD-4CA1-9478-FBE7862F5C23/0/Sustainability_Reporting_10years.pdf)> (último acceso, setiembre, 2008).
- GRUB E ELIS, 2007. *Meeting the Carbon Challenge: The Role of Commercial Real Estate Owners, Users & Managers*, Chicago.
- GUINEÉ, J. B., 2002. *Handbook on life cycle assessment : operational guide to the ISO standards*. Kluwer Academic Publishers, cop, Dordrecht.
- GULLAND, J. A. 1971. *The Fish Resources of the Ocean*. Fishing News Books, Surrey.
- HABERL, H., WACKERNAGEL, M., KRAUSMANN, F., ERB, K. H., MONFREDA, C., 2004. "Ecological footprints and human appropriation of net primary production: a comparison". *Land use Policy*. Vol 21, pp. 279-288.
- HAGERTY, M. R., CUMMINS, R. A., FERRISS, A. L., 2001. *Quality of life indexes for national policy: review and agenda for research*. A report of the Committee for Societal QOL Indexes, ISQOLS.
- HAMILTON, K., CLEMENS, M., 1999. "Genuine Savings Rates in Developing Countries". *World Bank Economic Review*. Vol. 13, pp. 333-356.
- HANSEN, A. H., 1941. *Política fiscal y ciclo económico*. Fondo de Cultura Económica, México, 1963.
- HARDIN, G., 1968. "The Tragedy of the Commons". *Science*. Vol. 162, pp. 1243-1248.
- HARDIN, G., 1977. "Ethical implications of carrying capacity". En *Managing the Commons*, Hardin, G., Baden, J., (Eds)., W. H. Freeman, San Francisco, pp. 112-125.
- HART, K., S. L., 1997. "Beyond Greening: strategies for a sustainable world". *Harvard Business Review*. Vol. January-February, pp. 67-76.
- HEILBRONER, R., 1974. *El porvenir humano*, Ediciones Guadarrama S. A., Madrid, 1975.
- HENRIQUES, A. 2004. "CSR, sustainability and "Tripple Bottom Line". En *The Triple*

- Bottom Line. Does it all add up?*, Heriques, A., Richardson, J., (Eds.), Earthscan, London, pp. 26-33.
- HERENDEEN, R. A., 1973. "Use of input-output analysis to determine the energy cost of goods and services". En Macrakis, M. S. (Eds.), *Energy: Demand, Conservation, and Institutional Problems*. Massachusetts Institute of Technology, Cambridge, Massachusetts, pp. 141-158.
- HEROLD, A., 2003. *Comparison of CO<sub>2</sub> emission factors for fuels used in Greenhouse Gas Inventories and consequences for monitoring and reporting under the EC emissions trading scheme*. <<http://air-climate.eionet.eu.int>> (ultimo acceso, marzo, 2005).
- HERRERA ULLOA, A. F., BELTRAN MORALES, L. F., CHARLES, A. T., ORTEGA, A. 2006. "Medicion del Desarrollo Sustentable en Baja California Sur". En *Desarrollo Sustentable: Mito o Realidad?*, Beltran Morales, L. F., Urciaga Garcia, Ortega Rubio, A. (Eds.). Centro de Investigaciones Biologicas del Noroeste, La Paz, Mexico, pp. 109-127.
- HOEKSTRA, A. Y., CHAPAGAIN, A. K. 2007. "The water footprints of Morocco and the Netherlands: Global water use as a result of domestic consumption of agricultural commodities". *Ecological Economics*. Vol. 64, pp. 143-151.
- HOLLAND, L., 2003. "Can the principle of the Ecological Footprint be applied to measure the environmental sustainability of business?". *Corporate Social Responsibility and Environmental Management*. Vol. 10, pp. 224-232.
- HOLLING, C. S., 1978. *Adaptative environmental assesment and managment*. John Wiley & Sons, Wichester.
- HUBACEK, K., GILJUM, S., 2003. "Applying physical input/output analysis to estimate land appropriation (ecological footprints) of international trade activities". *Ecological Economics*. Vol., 44, pp. 137-151.
- IBAÑEZ ETXEBURÚA, N., 2001 *La huella ecológica de Donostia-San Sebastián*.<<http://www.agenda21donostia.com/cas/corporativa/docs/huellaeco.pdf>> (último acceso, setembro, 2006).
- IIASA E FAO (INSTITUTO INTERNACIONAL PARA A ANÁLISE DE SISTEMAS APLICADOS E ORGANIZACIÓN DE NACIONS UNIDAS PARA A AGRICULTURA E A ALIMENTACIÓN),

2000. *Global agro-ecological zones 2000*. Food and Agriculture Organization\_ International Institute for Applied Systems Analysis, Rome.
- INE (INSTITUTO NACIONAL DE ESTADÍSTICA), 2006. *Encuesta continua de presupuestos familiares 2005*. <<http://www.ine.es/inebase/cgi/um?M=%2Ft25%2Fe437%2F&O=inebase&N=&L=0>> (último acceso, febreiro, 2009).
- INHOFF, M. L., BOUNOUA, L., RICKETTS, T., LOUCKS, C., HARRISS, R., LAWRENCE, W. T., 2004. "Global patterns in human consumption of net primary production". *Nature*. Vol. 249, pp. 870-873.
- IPCC (INTERNATIONAL PANEL ON CLIMATE CHANGE), 1997. *Greenhouse Gas Inventory: workbook. Revised 1996 IPCC Guidelines, vol 2*. <<http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gl/spanish.html>> (último acceso, novembro, 2008).
- IPCC (INTERNATIONAL PANEL ON CLIMATE CHANGE), 2001. *IPCC Working Group I: The scientific basis IPCC*. <[http://www.grida.no/CLIMATE/IPCC\\_TAR/wg1/index.htm](http://www.grida.no/CLIMATE/IPCC_TAR/wg1/index.htm)> (último acceso, xuño, 2008).
- IPCC (INTERNATIONAL PANEL ON CLIMATE CHANGE), 2006a. *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories Volume 2*. <[http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/2\\_Volume2/V2\\_2\\_Ch2\\_Stationary\\_Combustion.pdf](http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/2_Volume2/V2_2_Ch2_Stationary_Combustion.pdf)> (último acceso, setembro, 2007).
- IPCC (INTERNATIONAL PANEL ON CLIMATE CHANGE), 2006b. *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories Volume 4: Agriculture Forestry and Other Land Use*. <<http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4.html>> (último acceso, setembro, 2008).
- IPCC (INTERNATIONAL PANEL ON CLIMATE CHANGE), 2007. *IPCC Fourth Assessment Report (AR4) Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing*. <[http://ipcc-wg1.ucar.edu/wg1/Report/AR4WG1\\_Print\\_Ch02.pdf](http://ipcc-wg1.ucar.edu/wg1/Report/AR4WG1_Print_Ch02.pdf)> (ultimo acceso, outubro, 2008).
- JACOBS, M., 1991. *La economía verde. Medio, desarrollo sostenible y la política del futuro*. FUEM-Icaria, Barcelona, 1996.
- JAMALI, D., 2008. "A stakeholder Approach to Corporate Social Responsibility: A Fresh Perspective into Theory and Practice". *Journal of Business Ethics*. Vol. 82, pp. 213-231.

- JANSE, T., WIERS, P., 2007. "The climate footprint: A practical tool to address climate change". *Water Science and Technology*. Vol. 56, pp. 157-163.
- JENERETTE, G. D., MARUSSICH, W. A., NEWELL, J. P., 2006. "Linking ecological footprints with ecosystem valuation in the provisioning of urban freshwater". *Ecological Economics*. Vol. 59, pp. 38-47.
- JENSEN, R. C., MANDEVILLE, T. D., KARUNARATNE, N. D., 1979. *Regional Economic Planning*. Crom Helm, London.
- JEVONS, W. S., 1865. *El Problema del carbón : una investigación sobre el progreso de la nación y el probable agotamiento de nuestras minas de carbón*. Pirámide, Madrid, 2000.
- JIMÉNEZ HERRERO, L. M., 2000. *Desarrollo sostenible: transición hacia la coevolución global*. Pirámide, Madrid.
- JIMÉNEZ HERRERO, L. M., 2003. *Ecología y economía para un desarrollo sostenible*. La Nau Solidària, Valencia.
- KELLEHER, K., 2005. *Discards in the world marine fisheries*. FAO Fisheries Technical Paper, FAO, Roma.
- KEPEL, G., 2001. *La Yihad: Expansión y declive del Islamismo*. Península, Barcelona.
- KEYNES, J. M., 1931. *Ensayos de Persuasión*. Editorial Crítica S. A., Barcelona, 1988.
- KITZES, J., GALLI, A., BAGLIANI, M., BARRETT, J., DIGE, G., EDE, S., ERB, K., GILJUM, S., HABERL, H., HAILS, C., JUNGWIRTH, S., LENZEN, M., LEWIS, K., LOH, J., MARCHETTINI, N., MESSINGER, H., MILNE, K., MOLES, R., MONFREDA, C., MORAN, D., NAKANO, K., PYHÄLÄ, A., REES, W., SIMMONS, C., WACKERNAGEL, M., WADA, Y., WALSH, C., WIEDMANN, T., 2007a. "A Research Agenda for Improving National Ecological Footprint Accounts". Comunicación presentada na *International Ecological Footprint Conference*, 8–10 maio, 2007. Cardiff University, Cardiff.
- KITZES, J., GALLI, A., RIZK, S. M., REED, A., WACKERNAGEL, M., 2008a. *Guidebook to the National Footprint Accounts: 2008 Edition*. Global Footprint Network. Oakland.
- KITZES, J., GALLI, A., WACKERNAGEL, M., GOLDFINGER, S., BASTIANONI, S., 2007b. "A 'constant global hectare' method for representing Ecological Footprint time trends". Comunicación presentada na *International Ecological Footprint Conference*, 8–10 maio, 2007. Cardiff University, Cardiff.

- KITZES, J., PELLER, A., GOLDFINGER, S., WACKERNAGEL, M., 2007c. "Currents methods for calculating National Ecological Footprint Accounts". *Science for Environment & Sustainable Society*. Vol. 41, pp. 1-9.
- KITZES, J., WACKERNAGEL, M., LOH, J., PELLER, A., GOLDFINGER, S., CHENG, D., TEA, K., 2008b. "Shrink and share: Humanity's present and future Ecological Footprint". *Philosophical Transactions of the Royal Society B*. Vol. 363, pp. 467-475.
- KLARE, M. T., 2001. *Guerras por los recursos. El futuro escenario del conflicto global*. Ediciones Urano S.A, Barcelona, 2003.
- LAI, S., (2004). *Manual de Sea Around Us Project*. <[http://www.seaaroundus.org/doc/saup\\_manual.htm#3](http://www.seaaroundus.org/doc/saup_manual.htm#3)> (último acceso, enero, 2008).
- LENZEN, M., 2001a. "A generalised input-output multiplier calculus for Australia". *Economic Systems Research*. Vol. 131., pp. 65-92.
- LENZEN, M., 2001b. "Double-counting in Life-Cycle Assessment". *Journal of Industrial Ecology*. Vol. 4., pp. 127-148.
- LENZEN, M., 2002. "A guide for compiling inventories in hybrid life-cycle assessments: some Australian results". *Journal of Cleaner Production*. Vol. 106, pp. 545-572.
- LENZEN, M., 2003. "Environmentally important paths, linkages and key sectors in the Australian economy". *Structural Change and Economic Dynamics*. Vol. 141, pp. 1-34.
- LENZEN, M., 2007a. "Sustainable island businesses: a case study of Norfolk Island". ISA Research Report 07/03. Centre for Integrated Sustainability Analysis (ISA). University of Sydney, Australia. <<http://www.isa.org.usyd.edu.au/partners/Norfolk.shtml>> (último acceso, agosto, 2008).
- LENZEN, M., 2007b. "Aggregation in-variance of shared responsibility: A case study of Australia". *Ecological Economics*. Vol. 64, pp. 19-24.
- LENZEN, M., FORAN, B., DAY, C., 2006. *Sustainability accounting for business-A new international software based on input-output tables*. Paper presentado na *Intermediate Input-Output Meeting Conference*, 26-28 xullo, 2006. Sendai.
- LENZEN, M., LUNDIE, S., BRANSGROVE, G., CHARET, L., SACK, F., 2003. "Assessing the Ecological Footprint of a Large Metropolitan Water Supplier: Lessons for Water Management and Planning towards Sustainability". *Journal of Environmental Planning and Management*. Vol. 46, pp. 113-141.

- LENZEN, M., MURRAY, S., 2001. "A modified ecological footprint method and its application to Australia". *Ecological Economics*. Vol. 37, pp. 229-255.
- LENZEN, M., MURRAY, S. A., 2003. *The Ecological Footprint - Issues and Trends*. ISA Research Paper 01-03. Centre for Integrated Sustainability Analysis (ISA). University of Sydney, Australia. <[http://www.isa.org.usyd.edu.au/publications/documents/Ecological\\_Footprint\\_Issues\\_and\\_Trends.pdf](http://www.isa.org.usyd.edu.au/publications/documents/Ecological_Footprint_Issues_and_Trends.pdf)> (último acceso, agosto, 2008).
- LENZEN, M., MURRAY, J., SACK, F., WIEDMANN, T., 2007. "Shared producer and consumer responsibility Theory and practice". *Ecological Economics*. Vol. 61, pp. 27-42.
- LENZEN, M., PADE, L.-L. AND MUNKSGAARD, J., 2004. "CO<sub>2</sub> Multipliers in Multi-region Input-Output Models". *Economic Systems Research*. Vol. 164, pp. 391-412.
- LENZEN, M., WACKERNGAEL, T. 2005. *The ecological footprint of Victoria. Assessing Victoria's demand on nature*. Vic\_eco-footprint Report. <[http://epanote2.epa.vic.gov.au/EPA/publications.nsf/2f1c2625731746aa4a256ce90001cbb5/c18c26011a3e9bcca2570a100117fe5/\\$FILE/GFN-UnivSyd%20report%20on%20Vic%27s%20eco-footprint.pdf](http://epanote2.epa.vic.gov.au/EPA/publications.nsf/2f1c2625731746aa4a256ce90001cbb5/c18c26011a3e9bcca2570a100117fe5/$FILE/GFN-UnivSyd%20report%20on%20Vic%27s%20eco-footprint.pdf)> (último acceso, maio, 2009).
- LEONTIEF, V., 1936. "Quantitative input-output relations in the economic system of the United States". *Review of Economics and Statistics*. Vol. 18, pp. 105-125.
- LEONTIEF, V., 1941. *The estructure of the American Economy, 1919-1939*. Oxford University Press, Oxford.
- LEONTIEF, V., FORD, D., 1970. "Environmental repercussions and the economic structure: an input-output approach". *Review of economics and Statistics*. Vol. 53, pp. 262-271.
- LEVETT, R., 1998. "Sustainability indicators- integrating quality of life and environmental protection". *Journal of the royal Statistical Society*. Vol. 161, pp. 291-302.
- MALKYNA-PYKH, I. G., PYKH, Y. A., 2008. "Quality-of-life indicators at different scales: theoretical background". *Ecological indicators*. Vol. 8, pp. 854-862.
- MALTHUS, T. R., 1798. *Primeiro ensaio sobre a poboación*, Alianza Editorial, Madrid, 1984.

- MARAÑÓN, E., IREGUI, G., DOMÉNECH, J. L., FERNÁNDEZ-NAVA, Y., GONZÁLEZ-ARENALES, M., 2008. “Propuesta de índices de conversión para la obtención de la huella de los residuos y los vertidos”. *Revista OIDLES*. Vol. 1, pp. 1-24.
- MARM (MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE RURAL Y MARINO), 2007. *Estrategia española de cambio climático y energía limpia Horizonte 2007-2012-2020*. <[http://www.mma.es/secciones/cambio\\_climatico/documentacion\\_cc/estrategia\\_cc/pdf/est\\_cc\\_energ\\_limp.pdf](http://www.mma.es/secciones/cambio_climatico/documentacion_cc/estrategia_cc/pdf/est_cc_energ_limp.pdf)> (último acceso, diciembre, 2008).
- MARTÍN PALMERO, F., 2004. *Desarrollo sostenible y huella ecológica*. Ed. Netlibro S.L., A Coruña.
- MARTÍNEZ-ALIER, J., 2004. “Los conflictos ecológico-distributivos y los indicadores de sustentabilidad”. *Revista Iberoamericana de Economía Ecológica*. Vol. 1, pp. 21-30.
- MARTÍNEZ CORTIÑA, R., 1980. *Economía Planeta. Diccionario Enciclopédico*. Editorial Planeta S. A., Barcelona.
- MARX, K., 1873. *El Capital*, Siglo XXI de España Editores, S. A., Madrid, 1992.
- MAYOR FARGUELL, X., QUINTANA GOZALO, V., BELMONTE ZAMORA, R., 2003. *Aproximación a la huella ecológica de Cataluña*. <[http://www.catsostenible.org/pdf/DdR\\_7\\_Huella\\_Ecologica.pdf](http://www.catsostenible.org/pdf/DdR_7_Huella_Ecologica.pdf)> (último acceso, junio, 2006).
- MCDONALD, G. W., PATTERSON M. G., 2003. *Ecological Footprints of New Zealand and its Regions*. Ministry for the Environment. New Zealand. <<http://www.mfe.govt.nz/publications/ser/eco-footprint-sep03/index.html>> (último acceso, xaneiro, 2007).
- MCDONALD, G. W., PATTERSON M. G., 2004. “Ecological Footprints and interdependencies of New Zealand regions. *Ecological Economics*. Vol. 50, pp. 49– 67.
- MCQUEEN, D., NOAK, H., 1988. “Health Promotion Indicators: Current status, issues and problems”. *Health Promotion*. Vol. 3, pp. 117-125.
- ME (Ministerio de Economía), 2003. *Estrategia de Ahorro y Eficiencia Energética en España 2004-2012*. <<http://www.mityc.es/Desarrollo/Seccion/EficienciaEnergetica/Estrategia/>> (ultimo acceso 15, maio, 2008).
- MEADOWS, D. H., 1998. *Indicators and Information Systems for Sustainable Development. A report to the Balaton Group*. <<http://www.nssd.net/pdf/Donella.pdf>> (último acceso, abril, 2009).

- MEADOWS, D. H., MEADOWS D. L., RANDERS, J., BEHRENS II, W. W., 1972. *The limits to the growth*. Universe Books, New York.
- MEADOWS, D. L., RANDERS, J., MEADOWS D. H., 1991. *Más allá de los límites del crecimiento económico*, Ediciones El País Aguilar S. A., Madrid.
- MELGAR M., 2004. “El cemento, un sector comprometido en la sostenibilidad y en la lucha contra el cambio climático”. Comunicación presentada *Congreso Nacional de Medio Ambiente*, 22-26 novembro, 2004. Madrid.
- MILL, J. S., 1848. *Principios de política económica*. Fondo de Cultura Económica, México, 1978.
- MILLER, R. E., BLAIR, P. D., 1985. *Input–output analysis: Foundations and Extensions*. Prentice-Hall, Englewood Cliffs.
- MMA (MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE), 1996. *Indicadores ambientales. Una propuesta para España*. <<http://www.troposfera.org/modules.php?name=Downloads&op=getit&lid=333>> (último acceso, decembro, 2007).
- MMA (MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE), 2000. *Indicadores ambientales. Una propuesta para España*. Series monográficas. Dirección General de Calidad y Evaluación ambiental, Madrid.
- MMA (MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE), 2006. *Inventario Emisiones Gases Invernadero España 1990-2004*. <<http://www.troposfera.org/modules.php?name=Downloads&op=getit&lid=333>> (último acceso, decembro, 2007).
- MOFFAT, I., HANLEY, N., ALLEN, S., FUNDINGSLAND, M., 2001. *Sustainable prosperity: measuring resource efficiency*. Report to sustainable development unit, department of the environment, transport and the regions. University of Stirling, Stirling (UK).
- MONFREDA, CH., WACKERNAGEL, M., DEUMLING, D., 2004. “Establishing national natural capital accounts based on detailed Ecological Footprint and biological capacity assessment”. *Land use Policy*. Vol. 21, pp. 231-246.
- MORAN, D., WACKERNAGEL, M., KITZES, J., GOLDFINGER, S., BOUTAD, A., 2008. “Measuring sustainable development- Nation by nation”. *Ecological Economics*. Vol. 64, pp. 470-474.
- MSC (MARINE STEWARDSHIP COUNCIL), 2008. *Marine Stewardship Council Annual*

- Report 2006-07*. <[http://www.msc.org/documents/annual-report-archive/MSC\\_Annual\\_report\\_2006-07\\_EN.pdf](http://www.msc.org/documents/annual-report-archive/MSC_Annual_report_2006-07_EN.pdf)> (último acceso, outubro, 2008).
- MUÑOZ CIADAD, C., 1994. *Introducción a la Economía Aplicada*, Espasa Calpe, Madrid.
- MURRAY, J., DEY, M., 2007. "Assessing the Impacts of a Loaf of Bread". ISA Research Report 04-07. <[http://www.isa.org.usyd.edu.au/publications/ISA\\_on\\_Bread.pdf](http://www.isa.org.usyd.edu.au/publications/ISA_on_Bread.pdf)> (ultimo acceso, agosto, 2008).
- NARAG, S., 2007. *Carbon with that latte?*. Forbes special Report 07.03.07. <[http://www.forbes.com/2007/07/02/starbucks-emissions-environment-biz-cz\\_sn\\_0703green\\_carbon.html](http://www.forbes.com/2007/07/02/starbucks-emissions-environment-biz-cz_sn_0703green_carbon.html)> (último acceso, outubro, 2008).
- NAREDO, J. M., 1996. "Sobre el origen, el uso y el contenido del término sostenible". En *Primer catálogo español de buenas prácticas. Cuidades para un futuro más sostenible*, Ministerio de Fomento, Madrid, pp. 21-28. <<http://habitat.aq.upm.es/cs/p2/a004.html>> (último acceso, marzo, 2009).
- NAREDO, J. M., 2006. *Raíces económicas del deterioro ecológico y social. Más allá de los dogmas*. Siglo XXI España Editores S. A., Madrid.
- NEUMAYER, E., 1999. *Weak versus strong sustainability: exploring the limits of two opposing paradigms*, Edwar Elgar, Cheltenham.
- NOORGARD, R., 1992. "Sustainability as Intergenerational Equity: Economic Theory and environmental Planning". *Environmental Impact Assesment Review*. Vol, 12, pp. 85-124.
- NUIJ, R., RENTSCH, C., RYDER, B., 2005. "The Informal European IPP Network Workshop on Product Information". *Workshop Report*, 17-18 January 2005, Bern.
- ODUM, E. P., 1971. *Fundamentals of Ecology*. Saunders, Philadephia.
- ODUM, H. T., 1996. *Environmental Accounting: EMERGY and Environmental Decision making*. Wiley, New York.
- OECD (Organización para a Cooperación e o Desenvolvimento), 1993. *Organization for Economic Cooperation and Development Core Set of Indicators for Environmental Performance Reviews. A Synthesis Report by the Group on the State of the Environment*. OECD, Paris.
- OECD (Organización para a Cooperación e o Desenvolvimento), 1997. *Better understanding of our cities. The role of urban indicators*. OECD, Paris.

- OPSCHOOR, H., REINJEDERS, L. 1991. "Towards sustainable development indicators". En *In search of sustainable development*, Onno J. K., Verbruggen, H., (Eds.), Kluwer Academic Publishers, Boston, pp. 7-27.
- OSE (Observatorio de la sostenibilidad en España), 2009. *Sostenibilidad local: una aproximación urbana y rural*. <[http://www.sostenibilidad-es.org/NR/rdonlyres/85E9F342-C393-4F9C-BC7F-445551A37677/3654/INFORME\\_FINAL\\_SOSTENIBILIDADLOCALWebBAJA.pdf](http://www.sostenibilidad-es.org/NR/rdonlyres/85E9F342-C393-4F9C-BC7F-445551A37677/3654/INFORME_FINAL_SOSTENIBILIDADLOCALWebBAJA.pdf)> (último acceso, marzo, 2009).
- OTT, K., 2003. "The Case for Strong Sustainability." En *Greifswald's Environmental Ethics*, Ott, K., Thapa P. (eds.), Steinbecker Verlag Ulrich Rose, Greifswald, pp. 59-64.
- PATTERSON, T., NICCOLUCCI, V., MARCHETTINI, N., 2007. "Adaptive environmental management of tourism in the Province of Siena, Italy using the ecological footprint". *Ecological Economics*. Vol. 62, pp. 747-756.
- PAULY, D., CHRISTENSEN, V. 1995. "Primary Production Required to Sustain Global Fisheries". *Letters to Nature*. Vol. 374, pp. 255-257.
- PAULY, D., CHRISTENSEN, V., DALSGAARD, J., FROESE, R., TORRES JR., F.. 1998. "Fishing Down Marine Food Webs". *Science*. Vol. 279, pp. 860-863.
- PE (Parlamento Europeo) e CE (Consello de Europa), 2000. *Reglamento (CE) No 1980/2000 del Parlamento Europeo y del Consejo de 17 de julio de 2000 relativo a un sistema comunitario revisado de concesión de etiqueta ecológica*. Diario Oficial de las Comunidades Europeas L 237/1. 21-09-2000.
- PEARCE, D. W., TURNER, R. K., 1995. *Economía de los recursos naturales y del medio ambiente*. Celeste Ediciones, Madrid.
- PERRY, S., KLEMES, J., BULATOVA, I., 2008. "Integrating waste and renewable energy to reduce the carbon footprint of locally integrated energy sectors". *Energy*. Vol. 33, pp. 1489-1497.
- PINO NECULQUEO, M. E., 2002. *Análisis de indicadores de sostenibilidad ambiental y urbana en las agendas 21 local y ecoauditorias municipales. El caso de las regiones urbanas europeas*. Tesis doctoral. Universitat Politècnica de Catalunya. <<http://www.tdx.cat/TDX-0626103-132838>> (último acceso, marzo, 2008).
- POST (Parliamentary Office of Science and Technology), 2006. *Carbon footprint of*

- electricity generation*. POSTnote 268, October 2006, Parliamentary Office of Science and Technology, London, UK. <<http://www.parliament.uk/documents/upload/postpn268.pdf>> (último acceso, outubro, 2008).
- POSTEL, S. L., DAILY, G. C., EHRLICH, P. R., 1996. "Human Appropriation of Renewable Fresh Water". *Science*. Vol. 271., pp. 785-788.
- PRIETO, F., 2003. "Indicadores de desarrollo sostenible: nuevos indicadores para la sostenibilidad del desarrollo". En *Ecología y economía para un desarrollo sostenible*, Jiménez Herrero, L., Higón Tamarit, J. (Eds.), La Nau Solidària, Valencia, pp. 139-168.
- QUIROGA, R. M., *Indicadores de sostenibilidad ambiental y desarrollo sostenible: estado del arte y perspectivas*. Naciones Unidas. División de Medio Ambiente y Asentamientos Humanos, Santiago de Chile.
- REES, W. E. 1992. "Ecological footprints and appropriated carrying capacity: what urban economists leaves out". *Environment and urbanization*. Vol. 4, pp. 121-130.
- REES, W. E., 2000. "Eco-footprint analysis: merits and brickbats". *Ecological Economics*. Vol. 32, pp. 371-374.
- REES, W. E., 2002. "Globalization and sustainability: Conflict or convergence?". *Bulletin of Science, Technology and Society*. Vol. 22, pp. 249.
- REES, W. E., 2002/3. "Is humanity fatally successful?". *Journal of Business Administration and Policy Analysis*. Vol. 30-31, pp. 67-100.
- REES, W. E., 2003. "Economic development and environmental protection: An ecological economics perspective". *Environmental Monitoring and Assessment*. Vol. 86, pp. 29-45.
- REES, W. E., 2006a. "Globalization, trade and migration: Undermining sustainability". *Ecological Economics*. Vol. 59, pp. 220-225.
- REES, W. E., 2006b. "Ecological footprints and bio-capacity: essential elements in sustainability assessment". En *Renewables-Based Technology:Sustainability*, Dewulf, J., Langenhove, H. V. (Eds.), Assessment. John Wiley and Sons, pp. 143-156.
- REES, W. E., WACKERNAGEL, M., 1996. "Urban ecological footprints: why cities cannot be sustainable and why they are a key to sustainability". *Environmental Impact Assessment Review*. Vol. 16, pp. 223-248.

- RELEA GINÉS, F., PRAT NOGUER, A., 1998. *Aproximación a la huella ecológica de Barcelona*. Ajuntament de Barcelona. <[http://www.mediambient.bcn.es/cas/download/masu6\\_1.pdf](http://www.mediambient.bcn.es/cas/download/masu6_1.pdf)> (último acceso, noviembre, 2005).
- RICARDO, D., 1817. *On the principles of political economy and taxation*. Cambridge University Press, Cambridge, 1996.
- RODRÍGUEZ RODRÍGUEZ, G. 2009. *Economía de los cultivos de mejillón en Galicia*. Ed. Netbiblo, A Coruña.
- ROSEN, C., 2000. *World Resources 2000–2001, People and Ecosystems: The Fraying Web of Life*. Oxford University Press, New York.
- SANTAMOURIS, M., PARAPONIARIS, K., MIHALAKAKOU, G., 2007. “Estimating the ecological footprint of the heat island effect over Athens, Greece”. *Climatic Change*. Vol. 80, pp. 265–276.
- SCDB (SECRETARIA DEL CONVENIO SOBRE LA DIVERSIDAD BIOLÓGICA), 2006. *Perspectiva Mundial sobre Diversidad Biológica 2*. <<http://www.cbd.int/doc/gbo2/cbd-gbo2-es.pdf>> (último acceso, xuño, 2008).
- SCHALTEGGER, S., BURRITT, R. AND PETERSEN, H., 2003. *An introduction to corporate environmental management: striving for sustainability*. Greenleaf Publishing, Sheffield.
- SCHALTEGGER, S., WAGNER, M., 2006. *Managing the Business Case for Sustainability - The Integration of Social, Environmental and Economic Performance*. Greenleaf Publishing, Sheffield, UK.
- SCHIMEL, D. S., 1995. “Terrestrial ecosystems and the carbon cycle”. *Global Change Biology*. Vol. 1, pp. 77-91.
- SCHUMACHER, E. F., 1973. *Small is Beautiful: A Study of Economics as if People Mattered*. Vintage, London.
- SCHUMPETER, J. A., 1942. *Capitalismo, socialismo y democracia*, Aguilar S. A. Ediciones, Madrid, 1968.
- SEGNESTAM, L. 2002. *Environment and sustainable development, Theories and practical experience*. Environmental Economical Series. The World Bank Environment Department. Series <<http://siteresources.worldbank.org/INTEEI/936217-11158012>

- 08804/20486265/IndicatorsofEnvironmentandSustainableDevelopment2003.pdf> (último acceso, marzo, 2009).
- SERAGELDIN, I., 1996a. "Sustainability as opportunity and the problem of social capital". *Brown Journal of World Affairs*. Vol 3, pp. 187-203.
- SERAGELDIN, I., 1996b. *Sustainability and the Wealth of Nations: First Steps in an Ongoing journey*. World Bank, Washington.
- SERAGELDIN, I., STEER, A. 1994. *Making Development Sustainable: From Concepts to Action*. World Bank Publications, Washington D. C.
- SEURING, S., 2004. "Industrial ecology, life cycles, supply chains: differences and interrelations". *Business strategy and the Environment*. Vol 13, pp. 306-319.
- SHIVA, V., 2001. *Las guerras del agua: contaminación, privatización y negocio*, Icaria, Barcelona, 2004.
- SIBYLLE, D. F, DAVID, J. H., ERIC, H. B., 2006. "Ecological Footprint Analysis Applied to Mobile Phones". *Journal of Industrial Ecology*. Vol. 10, pp. 199-216.
- SIMMONS, C., CHAMBERS, N., 1998. "Footprinting UK Households: how big is your ecological garden?". *Local Environment*. Vol. 3, pp. 355-362.
- SIMMONS, C., LEWIS, K., BARRETT, J., 2000. "Two feet-two approaches: a component-based model of ecological footprinting". *Ecological Economics*. Vol. 32, pp. 375-380.
- SOLOW, R. M., 1974a. "The economics of resources or the resources of economics". *American Economic Review*. Vol. 64, pp. 1-14.
- SOLOW, R. M., 1974b. "Intergenerational equity and exhaustible resources". *Review of Economic Studies*. Vol. 41, pp. 29-45.
- SOLOW, R. M., 1986. "On the intergenerational allocation of natural resources". *Scandinavian Journal of Economics*. Vol. 88, pp. 141-149.
- SOLOW, R. M., 1997. "Georgescu-Roegen versus Solow/Stiglitz". *Ecological Economics*. Vol. 22, pp. 267-268.
- STGLITZ, J. E., 1997. "Georgescu-Roegen versus Solow/Stiglitz". *Ecological Economics*. Vol. 22, pp. 269-270.
- SUH, S., LENZEN, M., TRELOAR, G. J., HONDO, H., HORVATH, A., HUPPES, G., JOLLIET, O.,

- KLANN, U., KREWITT, W., MORIGUCHI, Y., MUNKSGAARD, J., NORRIS, G., 2004. "System boundary selection in Life-cycle inventories". *Environmental Science & Technology*. Vol. 38., pp. 657-664.
- SWIFT, J., 2008. *The ISO Carbon Footprint Process*. <<http://www.cepi.org/Objects/1/Files/CFP%20Summit%20ISO%20JS.pdf>> (último acceso, marzo, 2009).
- TABLADA, C., HERNÁNDEZ, G., 2004. *Petróleo, poder y civilización*. Editorial Popular, Madrid.
- TALBERTH, J., VENETOULIS, J., WOLOWICZ, K., 2006. *Recasting Marine Ecological Fishprint Accounts*. <<http://www.rprogress.org/publications/2006/Fishprint%20Technical%20Supplement.pdf>> (último acceso, novembro, 2007).
- TRELOAR, G., 1997. "Extracting embodied energy paths from input–output tables: towards an input–output-based hybrid energy analysis method". *Economic Systems Research*. Vol 9, pp. 375–391.
- TUKKER, A., 2007. "Towards a Global Regionalised Environmentally Extended Input-Output Database, Linked to the Ecological Footprint". Comunicación presentada na *International Ecological Footprint Conference*, 8–10 maio, 2007. Cardiff University, Cardiff. <[http://www.brass.cf.ac.uk/uploads/Tucker\\_A21.pdf](http://www.brass.cf.ac.uk/uploads/Tucker_A21.pdf)> (último acceso, setembro, 2007).
- TURNER, R. K., 1992. *Speculations on weak and strong sustainability*. CSERGE working paper GEC 92-26. <[http://www.uea.ac.uk/env/cserge/pub/wp/gec/gec\\_1992\\_26.pdf](http://www.uea.ac.uk/env/cserge/pub/wp/gec/gec_1992_26.pdf)> (último acceso, abril, 2009).
- UN (NACIONES UNIDAS), 1973. *The determinants and consequences of population trends. New summary of findings on interaction of demographic, economic and social factors. Volume 1*. Population Studies, No. 50|ST/SOA/SER.A/50. United Nations, New York.
- UN (NACIONES UNIDAS), 2006. *World population prospects: the 2006 revision population database*. <<http://esa.un.org/unpp/>> (último acceso, xuño de 2008).
- UN (NACIONES UNIDAS), 2007. *Indicators of sustainable development: Guidelines and Methodologies*. <<http://www.un.org/esa/sustdev/natlinfo/indicators/guidelines.pdf>> (último acceso, marzo, 2009).
- UN (NACIONES UNIDAS), 2008. *Guidance on Corporate Responsibility Indicators in*

- Annual Reports*. <[http://www.unctad.org/en/docs/iteteb20076\\_en.pdf](http://www.unctad.org/en/docs/iteteb20076_en.pdf)> (último acceso, setembro, 2008).
- UNEP (Programa de Nacións Unidas sobre Medio Ambiente), 1995. "The role of indicators in decision-making". Comunicación presentada en *The indicators of sustainable development for decision making workshop*, 9-11 xaneiro, 1995. Ghent.
- UNEP&SI (PROGRAMA DE NACIONS UNIDAS DE MEDIO AMBIENTE & INSITUTO ESTOCOLMO DE MEDIO AMBIENTE), 1999. *Global Environment Outlook 2000*. Oxford University Press, New York.
- UNFPA (FONDO DE POBOACIÓN DE NACIONS UNIDAS), 2001. *El estado de la población mundial 2001. Huellas e Hitos, Población y Cambio en el Medio Ambiente*. <<http://www.unfpa.org/swp/2001/spanish/index.html>> (último acceso, decembro, 2003).
- UNFPA (FONDO DE POBOACIÓN DE NACIONS UNIDAS), 2007. *World Population Prospects. The 2006 Revision Population Database*. <<http://esa.un.org/unpp/>> (último acceso, xaneiro, 2009).
- UNIÓN FENOSA, 2008. *Informe Anual Fenosa 2007*. <<http://www.unionfenosa.es/webuf/wcm/connect/ufwebcontenidos/WebUF/AccionistasInversores/InformacionEconomicaFinanciera/InformesAnuales/>> (último acceso, marzo, 2009).
- VALENTINI, R., MATTEUCCI, G., DOLMAN, A. J., SCHULZE, E-D., REBMANN, C., MOORS, E. J., GRANIER, A., GROSS, P., JENSEN, N. O., PILEGAARD, K., LINDROTH, A., GRELE, A., BERNHOFER, C., GRÜN WALD, T., AUBINET, M., CEULEMANS, R., KOWALSKI, A. S., VESALA, T., RANNIK, Ü, BERBIGIER, P., LOUSTAU, D., GUÖMUNDSSON, J., THORGEIRSSON, H., IBROM, A., MORGENSTERN, K., CLEMENT, R., MONCRIEFF, J., MONTAGANI, L., MINERBI, S., JARVIS, P. G., 2000. "Respiration as the main determinant of carbon balance in European forests". *Nature*. Vol. 404, pp. 861-865.
- VAN DEN BERGH, J. C. J. M., VERBRUGGEN, H., 1999a. "Spatial sustainability, trade and indicators: an evaluation of the ecological footprint". *Ecological Economics*. Vol. 29, pp. 61-72.
- VAN DEN BERGH J. C. J. M., VERBRUGGEN H., 1999b. "An evaluation of the ecological

- footprint: reply to Wackernagel and Ferguson". *Ecological Economics*. Vol. 31, pp. 319–321.
- VAN KOOTEN, G. C., BULTE, E. H. 2000. "The ecological footprint: useful science or politics". *Ecological Economics*. Vol. 32, pp. 385–389.
- VAN VUUREN, D. P., BOUWMAN, E. 2005. "Exploring past and future changes in the ecological footprint for world regions". *Ecological Economics*. Vol. 52, pp. 43-62.
- VAN VUUREN, D. P., SMEETS, E. 2001. "Ecological footprints: Reply to A.R.B Ferguson". *Ecological Economics*. Vol. 37, pp. 1-3.
- VENETOULIS, J. , TALBERTH, J., 2008. "Redefining the ecological footprint". *Environmental Sustainable Development*. Vol. 10, pp. 441-469.
- VICTOR, P. A., 1972. *Pollution, Economy and Environment*. George Allen and Unwin Ltd, London.
- VITOUSEK, P. M., EHRLICH, P. R., EHRLICH, A. H., MATSON, P. A., 1986. "Human appropriation of the products of photosynthesis". *BioScience*. Vol. 36, pp. 368–373.
- VITOUSEK, P. M., MOONEY, J. L., MELILLO, J. M., 1997. "Human Domination of Earth's Ecosystems". *Science*. Vol. 277, pp. 494-499.
- WACKERNAGEL, M., 1991. *Using 'appropriated carrying capacity' as an indicator: measuring the sustainability of a community*. Informe para a UBC Task force on Healthy and sustainable Communities, UBC School of Community and Regional Planning, Vancouver.
- WACKERNAGEL, M., 1998a. "The Ecological Footprint of Santiago de Chile". *Local Environment*. Vol. 3, pp. 7-25. Folla de cálculo en <<http://www.iclei.org/ICLEI/SANTIAGO.XLS>> (último acceso, marzo, 2005).
- WACKERNAGEL M. 1998b "Footprints: Recent steps and possible traps. The author's reply to roger Levett's response". *Local Environment*. Vol. 3, pp. 221-225.
- WACKERNAGEL M. 1998c Folla de cálculo da PE de Italia. <<http://www.iclei.org/ICLEI/ef-ita.xls>> (último acceso, abril, 2004).
- WACKERNAGEL, M., 1999. "An evaluation of the ecological footprint". *Ecological Economics*. Vol. 31, pp. 317–318.
- WACKERNAGEL, M., DEUMLING, D., MONFREDA, CH., CALLEJAS L., LÓPEZ FALFÁN S.,

- VÁSQUEZ SÁNCHEZ, M. A., 2001. The ecological footprint of nations. December 2001 update. <[www.earthscape.org/p1/wam01/wam01.pdf](http://www.earthscape.org/p1/wam01/wam01.pdf)> (último acceso, noviembre, 2005).
- WACKERNAGEL, M., DHOLAKIA, R., DEUMLING, D., RICHARDSON, D., 2000. *Redefining Progress, Assess your Household's Ecological Footprint 2.0, March 2000*. <[http://greatchange.org/ng-footprint-ef\\_household\\_evaluation.xls](http://greatchange.org/ng-footprint-ef_household_evaluation.xls)> (último acceso, noviembre, 2005).
- WACKERNAGEL, M., KITZES, J., MORAN, D., GOLDFINGER, S., THOMAS, M., 2006. "The ecological Footprint of cities and regions: comparing resource availability with resource demand". *Environment and Urbanization*. Vol. 18, pp. 103-112.
- WACKERNAGEL, M., LEWAN, L., BORGSTRÖM HANSSON, 1999a. "Evaluating the use of Natural capital with the Ecological Footprint, Applications in Sweden and Subregions". *Ambio*. Vol. 28, pp. 604-612.
- WACKERNAGEL, M., MACINTOSH, J., REES, W. E., WILLARD, R., 1993. *How big is our Ecological Footprint? A Handbook for Estimating a Community's Appropriated Carrying capacity*. Draft. The UBC Task Force on Healthy and sustainable Communities, University of British Columbia, Vancouver.
- WACKERNAGEL, M., MONFREDA, C., 2004. "Ecological footprints and energy". *Encyclopedia of energy*. Vol. 2, pp. 1-11.
- WACKERNAGEL, M., MONFREDA, CH., ERB, K. H., HABERL, H., SCHULZ, N. B. 2004a. "Ecological footprint time series of Austria, the Philippines, and South Korea for 1961–1999: comparing the conventional approach to an actual land area' approach". *Land use Policy*. Vol. 21. pp. 261-269.
- WACKERNAGEL, M., MONFREDA, CH., GURARIE, E. 2002b. *Improvements to national footprint accounts since the Living Planet Report 2000*. <[http://net.factorx.info/index.php?content=library\\_details&record\\_id=3def184ad8f4755ff269862ea77393dd&ID=5d27320cc2fb3463e57b822fb26d7423](http://net.factorx.info/index.php?content=library_details&record_id=3def184ad8f4755ff269862ea77393dd&ID=5d27320cc2fb3463e57b822fb26d7423)> (último acceso, noviembre, 2008).
- WACKERNAGEL, M., MONFREDA, CH., MORAN, D., WERMER, P., GOLDFINGER, S., DEUMLING, D., 2005. *National Footprint and Biocapacity Accounts 2005: The underlying calculation method*. Global Footprint Network. <<http://www.footprintnetwork.org>> (último acceso, abril, 2008).

- WACKERNAGEL, M., MONFREDA, CH., SCHULZ, N. B., ERB, K. H., HABERL, H., KAUSSEMAN, F., 2004b. "Calculating national and global ecological footprint time series: resolving conceptual challenges". *Land use Policy*. Vol. 21. pp. 271-278.
- WACKERNAGEL, M., ONISTO, L., BELLO, P., CALLEJAS LINARES, LÓPEZ FARFÁN., I. S., MÉNDEZ GARCÍA, J., SUÁREZ GUERRERO, A. I., SUÁREZ GUERRERO, M., 1997. *Ecological Footprints of Nations: How Much Nature Do They Use? How Much Nature Do they Have?*. Comunicación presentada no *Rio\_5 Forum. International Council for Local Environmental Initiatives*, 3-7, novembro, 1997, Toronto.
- WACKERNAGEL M., ONISTO L., BELLO P., CALLEJAS LINARES, A., LÓPEZ FALFÁN, I. S., MÉNDEZ GARCÍA, J., SUÁREZ GUERRERO, A. I., SUÁREZ GUERRERO, M. G., 1999b. "National natural capital accounting with the ecological footprint concept". *Ecological Economics*. Vol. 29, pp. 375–90.
- WACKERNAGEL, M., REES W. E., 1996. *Our Ecological Footprint: Reducing Human Impact on the Earth*, New Society Publishers, Philadelphia.
- WACKERNAGEL, M., REES, W. E., 1997. "Perceptual and structural barriers to investing in natural capital: Economics from an ecological footprint perspective". *Ecological Economics*. Vol. 20, pp. 3-24.
- WACKERNAGEL, M., SCHULZ, N., DEUMLING, D., CALLEJAS LINARES, A., JENKINS, M., KAPOV, V., MONFREDA, C., LOH, J., MYERS, N., NORGAARD, R., RANDERS, J., 2002a. "Tracking the ecological overshoot of the human economy". *Proceedings of the National Academy of Science*. Vol. 99, pp. 9266–9271.
- WACKERNAGEL, M., SILVERSTEIN, J., 2000. "Big things first: focusing on the scale imperative with the ecological footprint". *Ecological Economics*. Vol. 32, pp. 391-394.
- WACKERNAGEL, M., YOUNT, D. 1998. "The ecological footprint: an indicator of progress toward regional sustainability". *Environmental Monitoring and Assessment*. Vol. 51, pp. 511-529.
- WACKERNAGEL, M., YOUNT, D. 2000. "Footprints for sustainability: the next steps". *Environment, Development and Sustainability*. Vol. 2, pp. 21-42.
- WADA, Y., 1996. "The concept of ecological footprints and its application to Japan: is Japanese consumption sustainable?" Comunicación presentada no *Spotlight on Asia. Symposium*, febreiro, 1996. University of British Columbia, Vancouver.

- WALSH, C., O' REGAN, B., MOLES, R., 2007. "Incorporating Methane into Ecological Footprint Analysis". Comunicación presentada na *International Ecological Footprint Conference*, 8–10 maio, 2007. Cardiff University, Cardiff. <[http://www.brass.cf.ac.uk/uploads/Walsh\\_M64.pdf](http://www.brass.cf.ac.uk/uploads/Walsh_M64.pdf)> (último acceso, xulio, 2007).
- WB (Banco Mundial). 2008. *Global Purchasing power Parities and Real Expenditures*. 2005 International comparison Program. <<http://siteresources.worldbank.org/ICPINT/Resources/icp-final.pdf>> (último acceso, decembro, 2008).
- WCED (COMISIÓN MUNDIAL SOBRE MEDIO AMBIENTE Y DESARROLLO), 1987. *Nuestro futuro común*. Alianza Editorial, S. A., Madrid, 1988.
- WEST, G. R., WILKINSON, J. T., JENSEN, R. C., 1980. *Generation of regional input – output tables for the northern territory GRIT II*. Report to the Northern Territory Department of the Chief Minister. Department of Economics, University of Queensland, St. Lucia, Queensland.
- WGIPP (Grupo de Trabajo en Información sobre Políticas Integradas de Produto), 2006. *Making Product Information Work for the Environment*. Final Report of the Integrated Product Policy Working Group on Product Information. <[http://ec.europa.eu/environment/ipp/pdf/20070115\\_report.pdf](http://ec.europa.eu/environment/ipp/pdf/20070115_report.pdf)> (ultimo acceso, abril, 2008).
- WHITE, L., 1967. "The historical roots of our ecological crisis". *Science*. Vol. 155, pp. 1203-1218.
- WIEDMANN T., BARRET, J., LENZEN M., 2007a. "Companies on the Scale: Comparing and Benchmarking the Footprints of Businesses". Comunicación presentada na *International Ecological Footprint Conference*, 8–10 maio, 2007. Cardiff University, Cardiff. <[http://www.brass.cf.ac.uk/uploads/Wiedmann\\_et\\_al\\_P36.pdf](http://www.brass.cf.ac.uk/uploads/Wiedmann_et_al_P36.pdf)> (último acceso, setembro, 2007).
- WIEDMANN, T., LENZEN, M., 2006a. "Sharing Responsibility along Supply Chains - A New Life-Cycle Approach and Software Tool for Triple-Bottom-Line Accounting". Comunicación presentada na *Corporate Responsibility Research Conference*, 4-5 setembro, 2006. Trinity College Dublin. <[http://www.isaresearch.co.uk/docs/Wiedmann\\_Lenzen\\_2006\\_CRRC\\_paper.pdf](http://www.isaresearch.co.uk/docs/Wiedmann_Lenzen_2006_CRRC_paper.pdf)> (último acceso, agosto, 2008).

- WIEDMANN, T., LENZEN, M., 2006b. "Triple-Bottom-Line Accounting of Social, Economic and Environmental Indicators - A New Life-Cycle Software Tool for UK Businesses". Comunicación presentada na *Third Annual International Sustainable Development Conference Sustainability - Creating the Culture*, 15-16, novembro, 2006, Perth. <[http://www.isa-research.co.uk/docs/Wiedmann\\_Lenzen\\_2006\\_SDRC\\_paper.pdf](http://www.isa-research.co.uk/docs/Wiedmann_Lenzen_2006_SDRC_paper.pdf)> (último acceso, agosto, 2008).
- WIEDMANN, T., LENZEN, M., 2007a. *Unravelling the impacts of supply chains. A new Triple-Bottom-Line Accounting Approach*. ISA <sup>UK</sup> Research Report 07-02. <[http://www.censa.org.uk/docs/ISA-UK\\_Report\\_07-02\\_supply\\_chain.pdf](http://www.censa.org.uk/docs/ISA-UK_Report_07-02_supply_chain.pdf)> (último acceso, agosto, 2008).
- WIEDMANN, T., LENZEN, M., 2007b. "On the conversion between local and global hectares in ecological footprint analysis". *Ecological Economics*. Vol. 60, pp. 673-677.
- WIEDMANN, T., LENZEN, M., TURNER, K., BARRETT, J., 2007b. "Examining the Global Environmental Impact of Regional Consumption Activities - Part 2: Review of input-output models for the assessment of environmental impacts embodied in trade". *Ecological Economics*. Vol. 61, pp. 15-26.
- WIEDMANN, T., MINX, J., 2007. *A definition of carbon footprint*. ISA <sup>UK</sup> Research Report 07-01. <[http://www.isa-research.co.uk/docs/ISA-UK\\_Report\\_07-01\\_carbon\\_footprint.pdf](http://www.isa-research.co.uk/docs/ISA-UK_Report_07-01_carbon_footprint.pdf)> (último acceso, abril, 2008).
- WIEDMANN, T., MINX, J., BARRETT, J., WACKERNAGEL, M., 2006c. "Allocating ecological footprints to final consumption categories with input-output analysis". *Ecological Economics*. Vol. 58, pp. 28-48.
- WOLOWICZ, K., 2005. *The Fishprint of Aquaculture Can the Blue Revolution be Sustainable?*. <[http://www.rprogress.org/publications/2005/The\\_Fishprint\\_of\\_Aquaculture\\_1205.pdf](http://www.rprogress.org/publications/2005/The_Fishprint_of_Aquaculture_1205.pdf)> (último acceso, xuño, 2009).
- WOODS, P., 2004. *Ecological Footprint: North Sydney. Stage 1. Assessment of its use as sustainability measure for North Sydney Council*. Sydney Council. <<http://www.ies.unsw.edu.au/partnership>> (último acceso, marzo, 2005)
- WWF, 2000. *Living Planet Report (2000)*. <[http://www.panda.org/news\\_facts/publications/living\\_planet\\_report/lpr00/index.cfm](http://www.panda.org/news_facts/publications/living_planet_report/lpr00/index.cfm)> (último acceso, xullo, 2008).

- WWF, 2002. *Living Planet Report (2002)*. <[http://www.panda.org/news\\_facts/publications/living\\_planet\\_report/lpr02/index.cfm](http://www.panda.org/news_facts/publications/living_planet_report/lpr02/index.cfm)> (último acceso, xullo, 2008).
- WWF 2002. *The footprint of Wales. A Report to the Welsh Assembly Government*. Best Foot Forward. Oxford. <<http://www.wwf.org.uk/filelibrary/pdf/walesfootprint.pdf>> (último acceso, marzo, 2008).
- WWF, 2004. *Living Planet Report (2004)*. <[http://www.panda.org/news\\_facts/publications/living\\_planet\\_report/lpr04/index.cfm](http://www.panda.org/news_facts/publications/living_planet_report/lpr04/index.cfm)> (último acceso, abril, 2008).
- WWF, 2006. *Living Planet Report (2006)*. <[http://www.panda.org/news\\_facts/publications/living\\_planet\\_report/lpr06/index.cfm](http://www.panda.org/news_facts/publications/living_planet_report/lpr06/index.cfm)> (último acceso, novembro, 2007).
- WWF, 2008. *Living Planet Report (2008)*. <[http://www.panda.org/news\\_facts/publications/living\\_planet\\_report/lpr08/index.cfm](http://www.panda.org/news_facts/publications/living_planet_report/lpr08/index.cfm)> (último acceso, novembro, 2008).
- ZELLER, D., PAULY, D., 2005. "Good news, bad news: Global fisheries discards are declining, but so are total catches". *Fish and Fisheries*. Vol. 6, pp. 156-159.
- ZIMMERMANN, W. E., 1933. *Recursos e industrias del mundo*. Fondo de Cultura Económica, México D. F., 1957.



---

# **ANEXOS**

---



---

## ANEXO 1.

# UN EJEMPLO DE SISTEMA DE INDICADORES: O MARCO ACTUAL DA COMISIÓN SOBRE O DESENVOLVEMENTO SUSTENTABLE (NACIONES UNIDAS)

Desde unha perspectiva internacional, a Comisión sobre Desenvolvemento Sustentable (CSD) aprobou en 1995 o seu programa de Indicadores sobre Desenvolvemento Sustentable, principalmente orientado a países, sendo desenvolvido entre 1994 e 1996. O denominado “libro azul” incluía 134 indicadores, testados por 22 estados no período 1996-99.

Nos anos 1999 e 2000 analizáronse os resultados obtidos, o que serviu para elaborar unha nova edición do “libro azul”, reducindo o número de indicadores empregados a 58 indicadores<sup>1</sup>. Se ben inicialmente empregouse o marco PER, foi abandonado en 2001, adoptando un marco que considera as catro dimensións do desenvolvemento sustentable (social, económica, medioambiental e institucional) (Gallopín, 2006).

En 2005 iníciase outro proceso de revisión, coa finalidade de adaptar os indicadores ás conclusións do Cumio Mundial sobre Desenvolvemento Sustentable, celebrado en Johannesburgo en 2002. Así, xorde en 2007 unha terceira edición de indicadores. Neste caso, inclúense 50 indicadores cabeceira, engadindo 46 adicionais. Os indicadores elixidos están relacionados con 14 temáticas diferentes, divididas en diferentes subtemas. A Táboa A.1. recolle as 14 temáticas principais, ademais de exemplos de subtemas e indicadores centrais en cada caso. Existe a posibilidade de que un mesmo indicador se relacione con varios temas.

A xustificación do cambio de criterio baséase na necesidade de resaltar “*a natureza multidimensional do desenvolvemento sustentable e a importancia da integración dos catro piares*” (UN, 2007, 10). Na nosa opinión, ambos obxectivos se cumprirían igualmen-

---

<sup>1</sup> Unha maioría dos países que empregaron os 134 indicadores iniciais suxerían a súa redución a un conxunto máis manexable (UN, 2007).

**Táboa A.1.** Algúns indicadores empregados pola CSD

Tema	Subtema	Indicador
Pobreza	Pobreza de ingresos	Proporción de poboación baixo o limiar de pobreza nacional
Gobernanza	Crime	Número de homicidios intencionados por 100.000 habitantes
Saúde	Estado nutricional	Estado nutricional da infancia
Educación	Alfabetización	Taxa de alfabetización adulta
Demografía	Poboación	Taxa de crecemento da poboación
Desastres naturais	Vulnerabilidade cara desastres naturais	Porcentaxe de poboación habitando áreas con tendencia a padecer desastres naturais
Atmosfera	Cambio climático	Emisións de dióxido de carbono
Superficie	Bosques	Porcentaxe da superficie cuberta por bosques
Océanos, mares e costas	Medio ambiente mariño	Proporción ocupada por áreas mariñas protexidas
Auga doce	Calidade da auga	Presenza de coliformes fecais na auga doce
Biodiversidade	Especies	Cambio no estatus das especies ameazadas
Desenvolvemento económico	Emprego	Produtividade do traballo e custos salariais unitarios
Partenariado económico global	Comercio	Relación do déficit comercial co PNB
Consumo e tendencias de produción	Consumo de enerxía	Consumo de enerxía total e por categorías de usuario

**Fonte:** Elaboración propia a partir de UN (2007).

te mantendo a clasificación previa, que asociaba os indicadores en función das principais vertentes do desenvolvemento sustentable.

Unha cuestión a destacar a respecto da última revisión realizada é o abandono da clasificación dos indicadores considerados, atendendo ás vertentes do desenvolvemento sustentable. Mentres segunda revisión consideraba catro piares fundamentais, económico, ambiental, institucional e social, agora esta diferenciación non existe.

## ANEXO 2. CÁLCULO DA PE APLICANDO TÉCNICAS *INPUT-OUTPUT*

### APLICACIÓN DE TÉCNICAS *INPUT-OUTPUT* NA ESTIMACIÓN DE PE NACIONAIS

Este anexo recolle un exemplo da aplicación das técnicas *input-output* para estimar a PE de acordo ao método proposto por Bicknell et al., (1998), descrito no apartado 2.5.

A información de partida recóllese na Táboa A.2., que representa unha táboa *input-output* simplificada para unha economía de 3 sectores, denominados *Agricultura*, *Manufactura* e *Comercio*. A táboa recolle a información necesaria para estimar a PE, prescindindo de parte da información habitualmente mostrada nas táboas *input-output* (excedente bruto de explotación, impostos indirectos, custos laborais ...). A maiores, engádese unha fila adicional que recolle as necesidades de superficie directas de cada sector.

**Táboa A.2.** Exemplo de táboa *input-output* nunha economía de tres sectores(\*)

	Agricultura	Manufactura	Comercio	Demanda final		Demanda total
				Demanda doméstica	X	
Agricultura	45	15	8	55	25	148
Manufactura	23	30	42	25	20	140
Comercio	15	25	10	40	5	95
Valor acrescentado	45	55	30	20		
M						
Produción (input total)	148	140	95			
Necesidades directas de superficie (ha)	14.000	2.000	100			

(\*) Datos en millóns de euros  
Fonte: Ferng (2001).

A continuación, efectúanse os cálculos de acordo ao modelo de Bicknell et al. (1998). A primeira tarefa a realizar é o cálculo da matriz inversa de Leontief (Ecuación 1), a que denominamos  $R$  na Ecuación 2.

$$X = (I - A)^{-1} \times D \quad [1]$$

$$X = R \times D \quad [2]$$

Para iso, cómpre estimar, en primeiro lugar, a matriz de coeficientes técnicos,  $A$ , do modo que se realiza habitualmente en calquera análise *input-output*<sup>2</sup>:

$$A = \begin{pmatrix} 45 & 15 & 8 \\ 23 & 30 & 42 \\ 15 & 25 & 10 \end{pmatrix} \times \begin{pmatrix} 148 & 0 & 0 \\ 0 & 140 & 0 \\ 0 & 0 & 95 \end{pmatrix}^{-1} = \begin{pmatrix} 0,30 & 0,10 & 0,08 \\ 0,15 & 0,21 & 0,42 \\ 0,10 & 0,17 & 0,10 \end{pmatrix}$$

Unha vez obtida a matriz  $A$ , o cálculo da inversa realízase do modo habitual, tal e como se indica na Ecuación 1:

$$R = (I - A)^{-1} = \left[ \begin{pmatrix} 1 & 0 & 0 \\ 0 & 1 & 0 \\ 0 & 0 & 1 \end{pmatrix} \times \begin{pmatrix} 0,30 & 0,10 & 0,08 \\ 0,15 & 0,21 & 0,42 \\ 0,10 & 0,17 & 0,10 \end{pmatrix}^{-1} \right] = \begin{pmatrix} 1,53 & 0,27 & 0,28 \\ 0,45 & 1,51 & 0,79 \\ 0,26 & 0,33 & 1,31 \end{pmatrix}$$

Lembremos que cada  $r_{ij}$  recolle a demanda total de superficie do sector  $i$  necesaria para incrementar nunha unidade monetaria a demanda final do sector  $j$ . Unha vez obtida a matriz inversa, introdúcese a superficie no modelo, considerando as demandas directas de superficie de cada un dos tres sectores (a última fila última da Táboa A.2) (Ecuación 3).

$$R' = S^d \times R \quad [3]$$

---

2  $A_{ij} = x_{ij} / X_j$

A matriz  $S$  recolle as necesidades de superficie directa por unidade de demanda total, obtendo a demanda de superficie total, directa e indirecta, multiplicando  $S^d$ , matriz diagonal que mostra as necesidades directas de superficie, pola matriz inversa.

$$S = (14000 \quad 2000 \quad 100) \times \begin{pmatrix} 148 & 0 & 0 \\ 0 & 140 & 0 \\ 0 & 0 & 95 \end{pmatrix} = (94,6 \quad 14,3 \quad 1,05)$$

$$R' = \begin{pmatrix} 94,6 & 0 & 0 \\ 0 & 14,3 & 0 \\ 0 & 0 & 1,05 \end{pmatrix} \times \begin{pmatrix} 1,53 & 0,27 & 0,28 \\ 0,45 & 1,51 & 0,79 \\ 0,26 & 0,33 & 1,31 \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} 145,5 & 25,9 & 26,5 \\ 6,5 & 21,6 & 11,3 \\ 0,3 & 0,4 & 1,4 \end{pmatrix}$$

A matriz obtida,  $R'$ , amosa a demanda de superficie total de cada sector. Por exemplo, a superficie que os sectores manufactureros precisan para satisfacer un incremento de demanda unitario dos sectores agrícolas sería 6,5 hectáreas.

A cantidade de superficie que precisa cada sector para afrontar un incremento de demanda unitario de tódolos sectores, obtense sumando as columnas de  $R'$ . Esta suma permítenos obter os multiplicadores sectoriais de superficie, sendo efectuada na Ecuación 4.

$$H' = I \times R' \quad [4]$$

$$H' = (1 \quad 1 \quad 1) \times \begin{pmatrix} 145,5 & 25,9 & 26,5 \\ 6,5 & 21,6 & 11,3 \\ 0,3 & 0,4 & 1,4 \end{pmatrix} = (152,32 \quad 47,85 \quad 39,16)$$

No noso exemplo, o sector agrario é o que presenta unha demanda total de superficie maior, 152,32 *ha/millón de euros* de demanda final. A inclusión da demanda final no modelo e, polo tanto, a determinación da demanda de superficie necesaria para satisfacela, realízase mediante o produto dos multiplicadores de superficie polo vector de demanda, presente na diagonal principal da matriz diagonal  $D^d$  (Ecuación 5).

$$U = H' \times D^d \quad [5]$$

$$U = (152,32 \quad 47,85 \quad 39,16) \times \begin{pmatrix} 55 & 0 & 0 \\ 0 & 25 & 0 \\ 0 & 0 & 40 \end{pmatrix} = (8377,02 \quad 1196,25 \quad 1566,20)$$

A matriz  $U$ , amosa a demanda total de superficie de cada sector, considerando o volume de demanda establecido para cada un. A PE sería a suma da demanda dos tres sectores, acadando neste exemplo 11.139 hectáreas.

No apartado 2.5 sinaláronse os problemas deste método de cálculo para distribuír a PE total entre as diferentes superficies que forman o indicador, ao asumir un único destino para cada sector. É dicir, as 8.377,02 ha que precisa o sector agrario son asignadas a categoría “Superficie cultivable”, mentres que as 1.196,25 e 1.566,20 dos sectores manufactureiros e comerciais entrarían na categoría de “Superficie construída”.

Ferng (2001) sinala este erro, pois, tal e como se reflicte na matriz  $R'$ , cada sector require diferentes tipos de superficie. O problema soluciónase introducindo directamente o vector de demanda final antes de estimar a demanda de superficietotal de cada sector económico (Ecuación 6).

$$U' = R' \times D^d \quad [6]$$

$$U' = \begin{pmatrix} 145,5 & 25,9 & 26,5 \\ 6,5 & 21,6 & 11,3 \\ 0,3 & 0,4 & 1,4 \end{pmatrix} \times \begin{pmatrix} 55 & 0 & 0 \\ 0 & 25 & 0 \\ 0 & 0 & 40 \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} 8005,5 & 645,7 & 1059,2 \\ 356,2 & 540,8 & 451,9 \\ 15,3 & 8,7 & 55,0 \end{pmatrix}$$

No lugar de obter un vector de multiplicadores sectoriais de superficie por unidade de demanda final,  $H'$ , optaríase por elaborar unha matriz de multiplicadores de superficie compostos,  $U'$ , onde cada  $u'_{ij}$  amosa a cantidade total de superficie que o sector  $j$  precisa do sector  $i$  para satisfacer a demanda final establecida, e non unha demanda unitaria. A suma de cada fila de  $U'$  ofrécenos a demanda de superficie que se precisa dun sector  $i$ .

Por exemplo, o total de superficie dos sectores agrarios necesaria para satisfacer as demandas finais establecidas, componse de 8.005 ha que necesita o propio sector agrí-

cola, 646,7 ha dos sectores manufactureiros e 1.059,2 dos sectores comerciais, acadando 9.711,4 ha.

$$W = U' \times I \quad [7]$$

$$W = \begin{pmatrix} 8005,5 & 646,7 & 1059,2 \\ 356,2 & 540,8 & 451,9 \\ 15,3 & 8,7 & 55,0 \end{pmatrix} \times \begin{pmatrix} 1 \\ 1 \\ 1 \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} 9711,4 \\ 1348,9 \\ 79,1 \end{pmatrix}$$

A Ecuación 7 realiza esta suma, mediante o produto de  $U'$  por unha matriz identidade. Se sumamos os elementos de  $W$ , obtemos una PE de 11.139 ha, o mesmo resultado obtido por Bicknell et al., (1998).

Na medida en que se visualiza o total de superficie que se demanda a cada sector, pódese realizar unha distribución correcta da PE entre as superficies que a conforman. Considerando que, dadas as súas características, as 1.348,9 e 79,1 hectáreas demandadas, respectivamente, polos sectores manufactureiros e comerciais se corresponden con “Superficie construída”, o reparto da PE do noso país imaxinario sería o que recolle a Táboa A.3.

**Táboa A.3.** Distribución da PE entre os diferentes tipos de superficie diferenciando as dúas propostas consideradas

Concepto	Bicknell et al., (1998)	Ferng (2001)
Superficie cultivable	8.378	9.711
Superficie construída	2.761	1.429
Manufactura	1.195	1.349
Comercio	1.566	79
PE total	11.139	11.139

Fonte: Ferng (2001).

As diferenzas co modelo inicial son notables, superando a demanda de superficie cultivable proposta por Ferng (2001) nun 33,3 % á proposta de Bicknell et al. (1998).

## APLICACIÓN DE TÉCNICAS *INPUT-OUTPUT* NA ESTIMACIÓN DA PEC-PCC

Tal e como se expuxo no apartado 3.4.1, a análise *input-output* é tamén considerada á hora de estimar a pegada de empresas e organizacións. Neste exemplo, expoñemos as modificacións a realizar no modelo de Bicknell et al. (1998) para poder aplicalo desde unha perspectiva de organizacións e empresas. Os diferentes traballos que aplican esta metodoloxía a empresas non se limitan a estimar a PEC, senón que inclúen outro tipo de indicadores medioambientais, sociais e económicos. Neste exemplo imos asumir que a empresa que desexa estimar a súa PEC quere obter información doutros dous indicadores medioambientais, a PCC e as emisións de SO<sub>2</sub>.

Tal e como se indica no apartado 3.4.1., a nivel corporativo o método proposto parte das relacións intersectoriais, estimando a matriz inversa de Leontief. A información de partida está recollida nas táboas *input-output* nacionais, polo que empregamos os fatos recollidos na Táboa A.2., empregando a mesma matriz inversa:

$$R = \begin{pmatrix} 1,53 & 0,27 & 0,28 \\ 0,45 & 1,51 & 0,79 \\ 0,26 & 0,33 & 1,31 \end{pmatrix}$$

No cálculo da PE de países, a Ecuación 3 introduce no modelo as necesidades directas de superficie de cada sector (matriz  $S$  ou  $S^d$ ), necesarias para calcular a PE. A nivel corporativo, emprégase esta mesma información, engadindo factores do mesmo tipo para cada un dos indicadores calculados. Neste exemplo, deberíamos obter, para cada sector, as emisións directas de CO<sub>2</sub> e SO<sub>2</sub> por unidade de demanda final.

Deste modo, obteremos unha matriz  $T$ , que substituiría a  $S^d$  na Ecuación 3. Estimando  $k$  indicadores,  $T$  é unha matriz  $k \times n$ , no noso exemplo,  $3 \times 3$ . Os factores de superficie, a primeira fila de  $T$ , son os mesmos empregados no exemplo anterior, completando a matriz  $T$  con valores elixidos aleatoriamente para o resto de indicadores. A matriz proposta sería a seguinte:

$$T = \begin{pmatrix} 94,6 & 14,3 & 1,05 \\ 5,2 & 70,1 & 100 \\ 5 & 2 & 20,5 \end{pmatrix}$$

Unha vez feito isto, a Ecuación 3 sería modificada substituíndo  $S^d$  por  $T$ .

$$R' = \begin{pmatrix} 94,6 & 14,3 & 1,05 \\ 5,2 & 70,1 & 100 \\ 5 & 2 & 20,5 \end{pmatrix} \times \begin{pmatrix} 1,53 & 0,27 & 0,28 \\ 0,45 & 1,51 & 0,79 \\ 0,26 & 0,33 & 1,31 \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} 152,3 & 47,8 & 39,16 \\ 66,16 & 140,8 & 187,7 \\ 14,0 & 11,2 & 29,8 \end{pmatrix} \quad [3']$$

Efectuando os cálculos, obteríamos unha matriz de multiplicadores sectoriais  $R''_{(3 \times 3)}$ , que recolle os requirimentos directos e indirectos de cada indicador por unidade de demanda final. Obsérvase que os valores da primeira fila, os relativos á superficie, son idénticos aos da matriz  $H'$ , pois o uso dunha matriz  $3 \times 3$ , evita a Ecuación 4, necesaria só se  $T$  fose unha matriz diagonal.

Unha vez obtidos os multiplicadores, só nos faltaría engadir a demanda final, no noso caso os consumos de cada ben. Tal e como se indicou no apartado 3.4.1, o modelo é máis complexo que o exposto aquí, desagregando os multiplicadores sectoriais, de modo que se refiran aos principais *inputs* de cada sector. A efectos de expoñer o método, asumimos neste exemplo que cada sector só produce un único ben empregando un único *input*, de modo que os multiplicadores sectoriais coinciden cos multiplicadores de cada produto. Deste modo, simplemente multiplicando a matriz  $R''$  pola matriz que recolle o consumo de cada produto ( $C$ ), obteríamos o valor total de cada indicador (Ecuación 4).

$$U'' = \begin{pmatrix} 152,3 & 47,8 & 39,16 \\ 66,16 & 140,8 & 187,7 \\ 14,0 & 11,2 & 29,8 \end{pmatrix} \times \begin{pmatrix} 55 \\ 25 \\ 40 \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} 11.139,3 \\ 14.666,8 \\ 2.242,0 \end{pmatrix} \quad [5']$$

## A pegada ecolóxica de bens e servizos...

---

No noso exemplo, a PEC acadaría 11.139,3 ha e as emisións de CO<sup>2</sup> e SO<sub>2</sub>, chegarían ata 14.666 e 2.242 t de CO<sup>2</sup> respectivamente.

---

## **ANEXO 3.**

# **INSTRUMENTOS DE COMUNICACIÓN E XESTIÓN DA SUSTENTABILIDADE CORPORATIVA**

Neste anexo describimos moi brevemente algúns dos principais estándares que tratan de informar da sustentabilidade de organizacións, desde unha perspectiva que inclúe cuestións medioambientais, sociais e económicas. En segundo lugar, explicamos as principais características dalgúns dos “Sistemas de xestión medioambiental” e dos “Sistemas de certificación de produtos” que máis aceptación tiveron ata o momento.

### **A COMUNICACIÓN DA SUSTENTABILIDADE**

Neste caso, facemos mención a catro iniciativas concretas: o concepto TBL, a norma AA1000 do Instituto de contabilidade Ética e Social (*AccountAbility*), o Grupo de Traballo Integurbenamental de Expertos de Estándares Internacionais de contabilidade e Informes (ISAR) e a Iniciativa de Informe Global (GRI).

### **O enfoque do “Tripple Bottom Line” (TBL)**

O concepto de TBL (Elkington, 1994, 1997)<sup>1</sup> pode ser incluído neste apartado, pois existen propostas baseadas neste enfoque que miden o éxito empresarial en termos medioambientais, sociais e económicos.

O TBL proporciona unha serie de métodos e ferramentas estandarizados que permiten a elaboración de indicadores, a partir dos cales se elaboran informes relativos á posición da empresa neste campo<sup>2</sup>. O seu principal obxectivo é proporcionar “*un mar-*

---

**1** A denominación Triple Bottom Line foi proposta por John Elkington en 1994 e amplamente difundida en Elkington (1997).

**2** A TBL é unha filosofía que non se cingue exclusivamente a organizacións e empresas, senón que é aplicable a outro tipo de realidades diferentes, como países (Foran et al., 2005b), sempre que abarque o estudo das tres vertentes da sustentabilidade.

*co de análise para a elaboración de informes que permitan que as decisións das organizacións poidan ser tomadas considerando os efectos no medio ambiente, as persoas, ademais de no capital financeiro. [...] Considérase que o TBL é un proceso que pode tanto reducir o risco como mellorar as prestacións percibidas por accionistas e clientes, ademais de mellorar a reputación da empresa “ (Wiedman e Lenzen, 2007, 2).*

O concepto TBL defende un marco de análise onde se destaca a necesidade de, necesariamente, considerar as tres vertentes da sustentabilidade á hora de estudar a sustentabilidade de corporacións, polo que algúns autores (CC, 2002; Foran et al., 2005a) o consideran unha filosofía empresarial similar á CSR, sen que as veces queden claras as diferenzas entre ambos conceptos. Outros como Henriques (2004), dubidan se o enfoque TBL abrangue todas as cuestións presentes no concepto de CSR. No noso caso, o interese do TBL relaciónase principalmente coa elaboración de indicadores empregados para elaborar informes da sustentabilidade de organizacións, entre os que se atopa a PEC, calculada combinando técnicas *input-output* coa análise do ciclo de vida. De aí que fagamos mención a esta aproximación neste apartado.

### **A visión do instituto da Contabilidade Ética e Social (AccountAbility)**

*AccountAbility* é unha organización independente sen ánimo de lucro, que trata de contribuír á sustentabilidade das compañías. Neste labor, desenvolve unha serie de estándares relacionados coa responsabilidade corporativa, as denominadas AA1000 Series.

A norma AA1000 é un estándar de aplicación xeral para avaliar e fortalecer a credibilidade e a calidade dos informes de sustentabilidade dunha organización e dos seus principais procesos, sistemas, e competencias (AccountAbility, 2006). Trátase dun estándar de libre acceso, compatible con outros similares como as Guías de sustentabilidade da GRI, e que pode ser aplicado a diferentes tipos e tamaños de organizacións.

A norma considera os impactos medioambientais, sociais e económicos, orientando ás organizacións para que establezan procesos sistemáticos de responsabilidade, de modo que sexan capaces de involucrar ás partes interesadas na xeración de estratexias, políticas e programas que guíen de modo efectivo as decisións e actividades e resultados cara un desempeño sustentable (AccountAbility, 2006).

## O Grupo de Traballo Intergubernamental de Expertos en Estándares Internacionais de Contabilidade e Informes (ISAR)

ISAR é un grupo do traballo creado en 1982 e adscrito á Conferencia de Nacións Unidas sobre Comercio e Desenvolvemento (UNCTAD). O seu obxectivo é axudar aos países en desenvolvemento e ás economías en transición a mellorar as prácticas existentes en canto a transparencia e contabilidade corporativa, de acordo a conseguir investimento se desenvolvemento económico<sup>3</sup>.

ISAR reúnese na Oficina de Nacións Unidas en Xenebra, celebrando sesións anuais nas que participan delegados de todo o planeta. As súas áreas de traballo relaciónanse coa elaboración de sistemas de contabilidade de pequenas e medianas empresas, estándares internacionais para a elaboración de informes financeiros (IFRS), sistemas de información medioambiental e informes de responsabilidade corporativa.

As cuestións relacionadas coa CSR foron tida sen conta a partir da sesión número 18 (ano 2001), comezando o estudo de indicadores aplicables neste eido que contribúa na que os informes de CSR sexan comparables elaborando diferentes informe se guías a este respecto (UN, 2008).

Na sesión 24 (2008), publícase a última versión das “Guías sobre Indicadores de Responsabilidade Corporativa nos Informes Anuais”, que conteñen 16 indicadores designados para subministraren información comparable e cuantitativa sobre cuestións relacionadas coa CSR, co obxectivo de servir como unha ferramenta que axude ás empresas para mellorar a comunicación cos inversores e outras partes interesadas (UN, 2008).

Estas guías teñen un carácter voluntario e, se ben se destaca a importancia dos indicadores medioambientais, non inclúen estándares para a elaboración deste tipo de indicadores.

---

<sup>3</sup> Consultar <http://www.unctad.org/Templates/Startpage.asp?intItemID=2531>

## A Iniciativa de Informe Global (GRI)

O marco de análise máis aceptado a nivel mundial á hora de informar da sustentabilidade de organizacións considerando as tres vertentes do desenvolvemento sustentable é a GRI<sup>4</sup>. Por ese motivo, ademais de que é citada nalgunhas das alternativas metodolóxicas da PEC que explicamos anteriormente, afondamos máis nesta proposta que nas anteriores.

A GRI pónse en marcha en 1997, como unha iniciativa conxunta da ONG Norteamericana “Coalición de Economías Medioambientalmente Responsables”<sup>5</sup> (CERES) e o Programa de Nacións Unidas de Medio Ambiente (UNEP). Na GRI están representados distintos intereses relacionados con este tema, incluíndo representantes de empresas, sindicatos, ONG’s e diferentes expertos<sup>6</sup>, “*co obxectivo principal de fomentar a calidade, rigor, e utilidade dos informes de sustentabilidade [...] traballando na elaboración de guías de referencia que sexan aceptadas mundialmente*” (GRI, 2002, i).

O documento principal son as denominadas “Guías de sustentabilidade”. As primeiras “Guías” foron publicadas no 2000, sendo revisadas nos dous anos seguintes, culminando este proceso de revisión en 2002, coa publicación dunha nova versión. Posteriormente, en 2006 publícase a terceira e, polo momento, última versión, a denominada G3.

Tal e como sinalamos, as “Guías” pretenden proporcionar un marco de referencia para elaborar informes estandarizados relacionados con cuestións medioambientais, económicas e sociais a nivel de organizacións e empresas<sup>7</sup>.

---

**4** O número de organizacións que declaran que presentan informes de sustentabilidade baseados nas “Guías” incrementouse constantemente ao longo do tempo. Así, se en 1999 só 20 compañías presentaron este tipo de informes, en 2003 xa foron 325, mentres que en 2006 chegouse ás 850, superando na actualidade as 1000 (GRI, 2007).

**5** Tradución do autor de *Coalition for Environmentally Responsible Economies*.

**6** O órgano reitor da GRI é o Consello de Dirección, formado por 15 expertos internacionais, onde se atopan representadas entidades sen ánimo de lucro (5 membros), asociacións sectoriais e profesionais (4 membros), corporacións (3 membros), universidades (1 membro), federacións de traballadores (1 membro) e un xubilado dunha empresa petroleira (GRI 2002).

**7** Tal e como se sinala en GRI (2002), as “Guías” non proporcionan principios de conduta, obxectivos a

A última versión, a G3, está estruturada en dúas partes principais 1) definición do contido do informe, calidade e límites e 2) contidos básicos.

Deste modo, proporciónase información detallada para a elaboración dos informes de sustentabilidade, delimitando con detalle os aspectos que debe conter, a calidade da información a recoller, o seu alcance e límites (parte 1), ademais de requirir que se ofrezca información das características e perfil da empresa, a estratexia a seguir, as políticas deseñadas e os compromisos adquiridos en relación á sustentabilidade (parte 2). Nesta última parte, inclúense tamén o conxunto de indicadores que debe incluír o informe, para cada unha das dimensións (económica, medioambiental e social), establecendo diferenciación entre indicadores clave e adicionais<sup>8</sup>. A Táboa A.4. recolle os indicadores ambientais propostos.

Ademais das “Guías”, o marco de análise proposto pola GRI inclúe outros tres tipos principais de documentos de apoio a empregar á hora de informar sobre a sustentabilidade de organizacións. Os “Protocolos de Indicadores”, proporcionan información adicional que facilita a comprensión e o uso de cada indicador de desempeño recollido nas “Guías”. Igualmente, existen “Suplementos Sectoriais”, que inclúen suxestións sobre como aplicar as “Guías” a sectores concretos, ademais de indicadores específicos para eles.

Finalmente, existen “Protocolos técnicos”, que pretenden proporcionar asistencia en cuestións concretas de tipo xeral que se poden atopar as empresas na elaboración dos informes<sup>9</sup>.

---

acadar, sistemas de xestión ou instrucións para organizar a información interna da organización, senón que axudan a elaborar informes que permiten comparar os resultados obtidos polas diferentes organizacións, propiciando unha comunicación máis fluída coas partes interesadas.

**8** A G3 inclúe 9 indicadores económicos, 30 indicadores medioambientais e 31 sociais, divididos en tres seccións: condicións do posto de traballo e prácticas laborais (14), dereitos humanos (9) e conduta da sociedade (8). Os indicadores “clave” son aqueles relevantes para a maioría de organizacións e interesantes para a maioría de partes interesadas. A relevancia e interese dos indicadores adicionais é tamén significativa, pero limitada a determinadas organizacións e partes interesadas, se ben as “Guías” recomendan a súa inclusión nas memorias de sustentabilidade (GRI, 2002).

**9** O “Protocolo de límites” (Boundary protocol”) constitúe un bo exemplo deste tipo de protocolos. A explicación do problema dos límites é realizada nos apartados 3.4.1 e 4.1 desta tese.

**Táboa A.4.** Indicadores medioambientais recollidos na Guía de Sustentabilidade (G3)

Temática	Indicador	Tipo
Materiais	Materiais usados por peso ou volume.	Central
	Porcentaxe de materiais usados que son inputs .	Central
	Consumo directo de enerxía por fonte primaria.	Central
Auga	Consumo indirecto de enerxía por fonte primaria.	Central
	Enerxía aforrada debido á conservación e melloras de eficiencia.	Adicional
	Iniciativas para proporcionar produtos ou servizos eficientes enerxeticamente ou baseados en enerxías renovables.	Adicional
	Iniciativas para reducir o consumo de enerxía indirecto e reducións acadadas.	Adicional
	Consumo total de auga por fonte.	Central
	Tipo de recursos afectados polo consumo de auga.	Adicional
	Porcentaxe e volume total de auga reciclada e usada.	Adicional
Biodiversidade	Localización e tamaño da superficie posuída, alugada, xestionada a áreas protexidas (AP) e áreas de alta biodiversidade fora de áreas protexidas (AABFAP).	Central
	Descrición dos impactos de actividades, produtos e servizos sobre biodiversidade en AP e AABFAP.	Central
	Hábitats protexidos ou recuperados.	Adicional
	Estratexias, accións actuais e plans futuros para manexar impactos sobre a biodiversidade.	Adicional
	Número de especies nas listas vermellas da Unión Internacional para a Conservación da Natureza (IUCN).	Adicional
Emisións, efluentes e refugallos	Emisións totais directas e indirectas de gases de efecto invernadoiro en peso.	Central
	Outras emisións de efecto invernadoiro relevantes en peso.	Central
	Iniciativas para reducir emisións de gases de efecto invernadoiro e reducións acadadas.	Adicional
	Emisións de sustancias destrutoras da capa de ozono en peso.	Central
	NO, SO, e outras emisións relevantes por tipo e peso.	Central
	Vertidos totais por calidade e destino.	Central
	Peso total de residuos por tipo e tratamento.	Central
	Número total e volume dos vertidos significativos.	Central
	Peso das sustancias tóxicas transportadas, importadas, exportadas ou tratadas consideradas tóxicos nos Anexos I, II, III e VIII, e a porcentaxe de residuos transportados por mar internacionalmente.	Adicional
	Identidade, tamaño, estatus de protección e valor da biodiversidade das masas de auga e hábitats relacionados afectados polos vertidos da organización.	Adicional
Produtos e servizos	Iniciativas para mitigar os impactos ambientais de produtos e servizos, e extensión o impacto da mitigación.	Adicional
	Porcentaxe de produtos vendidos e os materiais de embalaxe que son reclamados por categoría.	Central
Conformidade	Valor monetario das sancións significativas e número total de sancións por in cumprir a lexislación medioambiental.	Central
Transporte	Impactos medioambientais significativos do transporte de produtos e outros bens e materiais empregados nas operacións da organización.	Adicional
Globais	Gastos e investimentos totais dedicados á protección medioambiental.	Adicional

Fonte: Elaboración propia a partir de GRI (2006).

## SISTEMAS DE XESTIÓN MEDIOAMBIENTAL (EMS)

Destacamos, a continuación, dous sistemas de xestión medioambiental: as Normas ISO 14000 e o “Sistema de Ecoxestión e Auditoría (EMAS)”.

### As normas ISO 14000

As Series de ISO 14.000, publicadas a partir de 1996 pola Organización Internacional de Estandarización (ISO) son unha serie de normas que tratan sobre a xestión medioambiental. Inclúen un conxunto de documentos orientados a que as empresas minimicen o seu impacto ambiental, ofrecendo estándares de actuación que permite no deseño dun sistema de xestión medioambiental.

A serie de normas abarca diferentes aspectos, desenvolvendo un marco de análise básico relacionado con diferentes cuestións entre as cales, considerando os obxectivos desta tese, cabe destacar:

- 1.** O desenvolvemento de sistemas de xestión medioambiental (EMS) (ISO 14001).
- 2.** A elaboración de etiquetas e declaracións medioambientais (ISO 14020, 14021, 14024 14025).
- 3.** A análise do ciclo de vida de produtos (ISO 14040, 14044).
- 4.** Os informes sobre emisións de Gases de efecto invernadoiro (GEI) e as declaracións de redución ou eliminación de GEI (ISO 14064, 14065).

Cómpre destacar que estamos ante unhas normas cuxa aplicación é voluntaria, sendo válidas para calquera tipo de organización ou empresa, con independencia do seu sector de actividade, o tipo de produto e/ou servizo que presta ou o seu carácter público ou privado. O grao de aceptación elevado, e as ISO 14000 series foron rapidamente adoptadas globalmente, con máis de 36.700 certificacións en 112 países ou economías (Wiedmann e Lenzen, 2007a)

## O Sistema de Ecoxestión e Auditoría (EMAS)

No ámbito da Unión Europea, o Regulamento 761/2001 da Comisión Europea, permite que as organizacións se adhiran con carácter voluntario ao Sistema de Ecoxestión e Auditoría (EMAS). Este sistema pretende mellorar o desempeño das organizacións a respecto do medio ambiente, deseñando procedementos que permitan o establecemento de políticas, programas e sistemas de xestión ambientais; a súa avaliación sistemática, obxectiva e periódica; e a información ao público.

O EMAS coincide coa ISO 14000 no seu carácter voluntario, na posibilidade de aplicalo a todo tipo de organización e empresas, ademais de centrarse na estandarización de procesos e non de resultados. A principal diferenza radica na obriga, por parte do EMAS, de realizar unha declaración medioambiental por cada centro da organización avaliada validada, por un verificador ambiental acreditado.

## SISTEMAS DE CERTIFICACIÓN DE PRODUCTOS

Nos últimos anos ten habido notables avances á hora de deseñar sistemas que certifican que determinados bens e servizos cumpren estándares de calidade relacionados co medio ambiente. A continuación, resumimos brevemente catro dos máis difundidos: a ecoetiqueta ecolóxica da Unión Europea (*Euro Flower*), a ecoetiqueta *German Blue Angel*, a proposta de certificación do *Forest Stewardship Council* (FSC) e a ecoetiqueta desenvolvida polo *Marine Stewardship Council* (MSC)<sup>10</sup>.

### A Ecoetiqueta Ecolóxica da Unión Europea (Euro Flower)

O esquema de ecoetiquetado na Unión Europea, comeza a funcionar en 1993, se ben en 2000 sofre unha importante revisión. O principal obxectivo detrás da concesión da etiqueta ecolóxica *Euro Flower* é premiar a aqueles bens e servizos que representan a me-

---

<sup>10</sup> Na web [http://ec.europa.eu/environment/ecolabel/other/int\\_ecolabel\\_en.htm](http://ec.europa.eu/environment/ecolabel/other/int_ecolabel_en.htm) pódese atopar información de outras ecoetiquetas empregadas na Unión Europea.

llor alternativa para o medio ambiente, contribuíndo a que produtores, distribuidores e subministradores de servizos sexan recoñecidos por cumprir estándares de calidade. (CE, 2008). Ao mesmo tempo, as eleccións dos compradores nesta materia serán máis fiables.

Estamos a falar dunha etiqueta voluntaria, aplicable a empresas (incluíndo fabricantes, importadores, prestadores de servizos, comerciantes e comerciantes polo miúdo) dos estados membros da UE. Os interesados en ser certificados deberán iniciar o proceso, solicitando a certificación nun organismo competente do país do que sexa orixinario o produto a certificar (PE e CE, 2000).

A obtención da certificación baséase no cumprimento dunha serie de requisitos específicos para cada grupo de produtos<sup>11</sup>. Estes criterios son desenvolvidos polo Comité de Etiqueta Ecolóxica da Unión Europea (CEEUE), integrado por expertos gobernamentais dos Estados membros e, posteriormente, adoptados pola Comisión.

O establecemento dos criterios, xeralmente válidos durante un período de tres anos, baséase na análise do ciclo de vida de cada produto ou servizo, considerando as diferentes etapas dende a extracción das materias primas ata a eliminación despois de ser usado<sup>12</sup>.

A modo de exemplo, para o produto papel gráfico e para copias, dentro dos produtos do papeis, establécense cinco requisitos a cumprir. Na fase de obtención de materias primas, trátase de reducir os danos ambientais relacionados coa utilización de recursos naturais, fomentando a xestión sustentable dos bosques. Para iso establécense requisitos relacionados coa orixe das fibras virxes, que nun 10% deben provir de bosques que poden acreditar que se xestionan sustentablemente.

Na fase de fabricación, establécense diferentes parámetros a cumprir, relacionados cos obxectivos de 1) aforro de enerxía, 2) a redución da contaminación de auga e aire, 3) o uso de substancias perigosas para o medio ambiente e 4) a redución do impacto dos

---

**11** Exemplos de grupos de produtos serían: derivados do papel, deterxentes, téxtiles, ...

**12** Os diferentes grupos de produtos e criterios poden ser consultados en [http://ec.europa.eu/environment/ecolabel/product/index\\_en.htm](http://ec.europa.eu/environment/ecolabel/product/index_en.htm).

residuos sólidos. En canto á utilización e fin de vida do produto, sinálanse requisitos informativos a incorporar no envase do produto.

## A ecoetiqueta German Blue Angel

A *Blue Angel* (*Blauer Angel*) é unha certificación alemana que premia aqueles bens e servizos que non son nocivos para o medio ambiente. Foi creada en 1978 a iniciativa do Ministro Federal de Interior e posteriormente aprobada polos Ministros de Medio Ambiente do Goberno Federal e os Estados Federais.

Trátase dunha certificación de carácter voluntario, cuxo propósito é promover a protección do medio ambiente e dos consumidores, premiando a aqueles bens e servizos que, desde unha perspectiva holística, son beneficiosos para o medio ambiente e, ao mesmo tempo, cumpren altos estándares en termos de protección da saúde do consumidor.

Os produtos que desexen obter a certificación, e polo tanto, empregar a ecoetiqueta *Blue Angel* deben cumprir os seguintes criterios xerais 1) ter o menor impacto negativo posible no medio ambiente; 2) axudar a conservar os recursos durante a produción; 3) requirir menos recursos, tanto no seu uso como na súa eliminación; 4) non conter substancias que dane na saúde e o medio ambiente; 5) desenvolver as súas funcións a un alto nivel (Blue Angel, 2008).

Esta ecoetiqueta conta co apoio de diferentes organismos, incluíndo o Ministerio Federal para a Conservación da Natureza e a Seguridade Nuclear, o propietario da etiqueta; a Axencia Medioambiental Federal, coa misión de desenvolver os criterios técnicos en base aos que se obtén a certificación; a axencia RAL gGmbH, a responsable de xestionar a concesión dos premios; ademais dun xurado, composto por representantes de diferentes grupos de interese (asociacións de consumidores, ambientalistas, sindicatos, autoridades locais, a Igrexa, científicos, os estados federais e diferentes sectores industriais), encargado de decidir que produtos se premian coa ecoetiqueta. Este xurado consta de 15 membros, dos que 13 son propostos para un período de tres anos polo Ministro Federal de Medio Ambiente, en colaboración co presidente da conferencia Federal de Ministros de Medio Ambiente.

## A ecoetiquetado Forest Stewardship Council (FSC)

O FSC é unha organización internacional sen ánimo de lucro situada en Washington D.C. e con oficinas en máis de 40 países. A celebración do “Cumio sobre a Terra” de Río de Xaneiro en 1992 serviu de plataforma a este organismo, cuxo nacemento produciuse en 1993. O seu principal obxectivo é promover a xestión responsable dos bosques, de modo que exista un mercado de produtos forestais no que se garanta que os bosques son xestionados con prácticas medioambientalmente responsables, socialmente equitativas e economicamente viables (FSC, 2007).

Para lograr este obxectivo, o FSC encárgase de analizar tanto a xestión forestal como todas as fases polas que os produtos forestais pasan, dende a obtención da madeira ata a distribución ao consumidor final. Aqueles produtos que cumpren os criterios establecidos polo FSC (en base aos principios da Táboa A.5.) obteñen a certificación de

**Táboa A.5.** Principios nos que se basea a xestión sustentable dos bosques desde a perspectiva do FSC

### Categoría

**Principio 1.** Cumprimento das leis e tratados aplicables.

**Principio 2.** Posuír dereitos de propiedade e uso a longo prazo claramente definidos e demostrados.

**Principio 3.** Recoñecemento e respecto dos dereitos das poboacións indíxenas.

**Principio 4.** Mantemento ou mellora do benestar social e económico a longo prazo dos traballadores e as comunidades locais. Respecto dos dereitos dos traballadores.

**Principio 5.** Uso equitativo e reparto dos beneficios procedentes dos bosques.

**Principio 6.** Redución do impacto ambiental das actividades de tala e mantemento das funcións ecolóxicas e a integridade dos bosques.

**Principio 7.** Elaboración dun plan de xestión apropiado, actualizado periodicamente.

**Principio 8.** Realización das actividades axeitadas para avaliar a condición dos bosques, as actividades de xestión e os seus impactos sociais e ambientais.

**Principio 9.** Mantemento do “High Conservation Value Forests” definido en termos dos valores ambientais e sociais que son considerados máis relevantes.

**Principio 10.** As plantacións deben contribuír a reducir as presións sobre os bosques naturais e promover a súa recuperación.

**Fonte:** Elaboración propia a partir de FSC (2007).

que foron obtidos en base prácticas social e ambientalmente responsables, podendo empregar a ecoetiqueta do FSC<sup>13</sup>.

A certificación é solicitada polos interesados, que inician o proceso de certificación contactando cun certificador oficial do FSC, quen realiza auditorías anuais para verificar que se cumpren os requisitos do proceso. As empresas avaliadas sufragan os custos do proceso.

### **A ecoetiqueta do Marine Stewardship Council's (MSC)**

O MSC é unha organización internacional sen ánimo de lucro, creada en 1997 por WWF e a empresa Unilever. A súa misión é empregar a ecoetiqueta MSC e o programa de certificación de pesqueiras para contribuír á saúde dos océanos do mundo, recoñecendo e recompensando as prácticas pesqueiras sustentables, tratando de influír na elección das persoas cando compran produtos pesqueiros, e transformar os mercados destes produtos en base a criterios de sustentabilidade (MSC, 2008).

O MSC certifica a sustentabilidade das pesqueiras e a trazabilidade dos produtos pesqueiros, garantindo que proceden dunha pesqueira xestionada sustentablemente. Os interesados en ser certificados e empregar a ecoetiqueta do MSC, deben cumprir os estándares deste organismo, verificados por unha terceira parte independente, acreditada para realizar avaliacións do MSC.

Os estándares relativos as pesqueiras elabóranse en base a tres principios fundamentais 1) que as actividades pesqueiras se realicen a un nivel que permita o mantemento da pesqueira indefinidamente, evitando a sobreexplotación dos recursos; 2) a pesca debe realizarse de modo que se manteña a estrutura, produtividade, e diversidade do ecosistema do que depende a pesqueira; 3) a pesqueira debe cumprir a lexislación local, nacional e internacional vixente, existindo un sistema de xestión susceptible de adaptarse a circunstancias cambiantes (MSC, 2008).

En canto á trazabilidade, o obxectivo é certificar aqueles produtos no mercado que

---

**13** Existen dous tipos de certificacións principais, unha relativa á xestión dos bosques e outra centrada no estudo da cadea de distribución do produto (COC).

proceden dunha pesqueira sustentable. Para iso, cada unha das empresas polas que pasa o produto, desde que é desembarcado, ata que chega ao consumidor final son auditadas, comprobando que dispoñen da documentación que xustifica a orixe do pescado que comercializan. As empresas que cumpre nestes requisitos obteñen a certificación da “cadea de custodia” (CoC). Estímase que na actualidade existen en torno a 1.700 produtos coa ecoetiqueta do MSC, distribuídos en 38 países (MSC, 2008).

En febreiro de 2009, a Sociedad Cooperativa Galega Ría de Arousa, para a ameixa e berberecho, e as Confrarías de Bueu, Marín, Lourizán, Pontevedra, Raxó, Sanxenxo e Portonovo, para o Plan de Explotación Conxunto da Navalla da Ría de Pontevedra, comezaron o proceso para a obtención desta etiqueta, sendo os únicos casos existentes, polo momento, en España



---

## ANEXO 4.

# CUESTIÓN XERAS A RESPECTO DE ETIQUETAS ECOLÓXICAS (ECOETIQUETAS) E DECLARACIÓN AMBIENTAIS NA UNIÓN EUROPEA

Ao igual que noutro tipo de cuestión relacionadas coa xestión medioambiental de bens e servizos, ISO proporciona o marco de referencia máis empregado no eido do ecoetiquetado voluntario de bens e servizos. As normas ISO 14020 (Etiquetas e declaracións ambientais: principios xerais), 14021 (Autodeclaracións medioambientais; etiquetado ecolóxico tipo II) 14024 (Etiquetado ecolóxico tipo I; Principios xerais e procedementos) e 14025 (Declaracións ambientais tipo III; principios xerais e procedementos) establecen as características e requisitos de tres tipos diferentes de ecoetiquetas e declaracións ambientais<sup>1</sup>.

O obxectivo principal destas normas é o fomento da demanda e aprovisionamento daqueles produtos con menor impacto ambiental, coa finalidade de estimular o potencial de mellora continua do medio ambiente impulsado polo mercado (AENOR 2002b). A continuación, sinalamos as principais características das etiquetas e declaracións ambientais definidas por ISO.

Unha distinción útil para comprender as diferenzas entre os tres tipos de posibilidades de etiquetado ecolóxico, consiste en clasificalos en base a dous criterios: a participación dun organismo externo acreditado, que garanta a veracidade da información, e a inclusión de información cuantitativa na ecoetiqueta.

A participación no proceso de etiquetado dun terceiro independente, xorde para certificar que o produto en cuestión cumpre os requisitos establecidos para obter a etiqueta, que a información que se ofrece ao consumidor foi obtida de acordo aos procedementos sinalados, ademais da súa veracidade, esencial para obter a confianza do consumidor.

---

**1** As declaracións son afirmacións, símbolos ou gráficos que indican un aspecto medioambiental dun produto, compoñente ou envase. Poden acompañarse dunha explicación da información que conteñen e mostrarse ou non no produto a que se refiren (AENOR, 2002a).

A inclusión de información cuantitativa, relativa a algunha variable indicativa do impacto ambiental de bens e servizos incrementa a utilidade da ecoetiqueta, pois permite diferenciar os bens etiquetados. Deste modo, o consumidor dispón dun elemento adicional para elixir entre bens substitutivos, ademais de obter unha visión global da contribución ao deterioro do medio ambiente de cada un dos bens que consume. A táboa seguinte clasifica aos tres tipos de ecoetiquetas, de acordo aos dous criterios sinalados.

**Táboa A.6.** Clasificación dos tipos de ecoetiquetas e declaracións ambientais propostas por ISO

	Organismo acreditado	Non organismo acreditado
Información cuantitativa	Tipo III	Tipo II
Información cualitativa	Tipo I	Tipo II

**Fonte:** Elaboración propia a partir de AENOR (2002ab) e Allison e Carter (2000).

No caso do Tipo I, existe un organismo, público ou privado, impulsor da ecoetiqueta. Este organismo establece unha serie de requisitos ambientais que deben cumprir os produtos que desexen ser etiquetados. Os requisitos defínense a partir de diferentes categorías de produtos, sendo acordes ás súas características. A verificación das condicións establecidas é realizada por un terceiro autorizado para esa fin, o que incrementa a credibilidade deste tipo de distintivo. Así, este tipo de etiquetado constitúe “unha recompensa ambiental”, indicativa de que o ben en cuestión é preferible a outro da mesma categoría non ecoetiquetado. As ecoetiquetas descritas no Anexo 3 (*Euro Flower*, *Blue Angel*, FSC e MSC) constitúen exemplos de este tipo de ecoetiquetas.

As autodeclaracións medioambientais (etiquetado ecolóxico Tipo II), son declaracións efectuadas por fabricantes, importadores, distribuidores..., ou calquera interesado en beneficiarse deste tipo de declaración sen ter que solicitar a certificación dunha terceira parte independente (AENOR, 2002b). Adoitan identificarse con diferentes símbolos, en función da característica da que se ofrezca información. O bucle Möbius (figura seguinte), empregado para distinguir aos produtos reciclables é un dos máis empregados.

Este tipo de distintivos aluden a unha característica determinada do produto ou do seu envase, considerada positiva para o medio ambiente (produtos degradables, compostables, reciclables, vida prolongada...). Nalgúns casos, poden incorporar información relativa ao grao de cumprimento do atributo sinalado (% de reciclado, enerxía recuperada).

A pesar do esforzo que realiza a ISO 14021 á hora de sinalar 1) a información que debe recoller este tipo de autodeclaracións; 2) en que supostos se considera verificable; 3) ademais do modo de verificar a súa autenticidade, o consumidor penaliza o feito de seren emitidas polos beneficiarios da propia etiqueta (Allison e Carter, 2000).

**Figura A.1.** Etiqueta Euro Flower, MSC, bucle Möbius e FSC



Fonte: AENOR (2002b).

O Tipo III inclúe declaracións comparativas, certificadas por unha terceira parte, baseadas na consideración dos impactos ambientais durante o ciclo de vida dos produtos estudados. A finalidade buscada é facilitar a comunicación obxectiva, comparable e cribble do comportamento ambiental de bens e servizos (AENOR, 2007).

Este tipo de declaracións adoitan materializarse nun informe, que recolle as principais conclusións do ciclo de vida estudado. A análise LCA deberá realizarse de acordo as normas ISO relativas a esta cuestión (ISO 14040 e 14044, principalmente) sen que se determine a priori un método de cálculo específico<sup>2</sup>.

<sup>2</sup> Por exemplo, o *Korea Ecoproducts Institute* (<http://www.koeco.or.kr/eng/>) elabora declaracións Tipo III relativas as emisións de gases de efecto invernadoiro, empregando como método de cálculo a PAS 2050.

Non se trata dun elemento distintivo relativo ao cumprimento dunha serie de requisitos medioambientais necesarios para obter unha etiqueta (o caso das etiquetas Tipo I) ou de información que proporciona o fabricante a respecto dunha calidade dos seus produtos (Tipo II). Neste caso, inclúese información cuantitativa, en base a unha variable elixida, relevante en relación a un determinado impacto ambiental (por exemplo, as emisións de gases de efecto invernadoiro en relación ao cambio climático) ou a unha actividade con incidencia no medio ambiente (uso de recursos renovables, presenza de sustancias tóxicas...). Posibilitase así a realización de comparativas entre os diferentes produtos, imposible nos outros casos. Unha vantaxe desta clase de declaracións é que a partir da información obtida poden elaborarse distintos tipos de etiquetas. A figura seguinte amosa tres tipos de ecoetiquetas elaboradas a partir dunha declaración Tipo III. A primeira só indica a existencia da declaración, a segunda inclúe o período ao que se refire a información obtida, mentres que a terceira mostra diferentes tipos de información ambiental.

Figura A.2. Diferentes ecoetiquetas obtidas a partir dunha declaración Tipo III



Fonte: Korea Ecoproducts Institute  
([http://www.koeco.or.kr/eng/download/edp\\_psr/refrigerators.pdf](http://www.koeco.or.kr/eng/download/edp_psr/refrigerators.pdf))

Na actualidade, existen diferentes organismos internacionais que elaboran este tipo de declaracións Algúns dos principais, están presentes na rede mundial GEDNET<sup>3</sup>

<sup>3</sup> GEDNET creouse en 1999 e nela participan organismos de 9 países (Xapón, Alemaña, Noruega, Dinamarca, Corea do Sur, China, Taiwan, Australia e Suecia) Na web de GEDNET ([http://www.gednet.org/?page\\_id=2](http://www.gednet.org/?page_id=2)) pódese consultar máis información dos diferentes organismos de cada país e, nalgúns casos, as declaracións elaboradas.

---

## ANEXO 5. CUESTIONARIOS ENVIADOS ÁS EMPRESAS ESTUDADAS

A continuación, amosamos os cuestionarios enviados a *Alfa*, *Beta*, *Bernardo Alfageme*, e *Gamma*, coa finalidade de recoller a información necesaria para estimar a súa PEC-PCC. Debemos lembrar que non son cuestionarios pechados, senón que reflicten os principais consumos e refugallos que, aparentemente deben existir en cada empresa. Nalgúns casos, as propias empresas estudadas engadiron cuestións relevantes, non presentes, inicialmente, no cuestionario.

Evitamos repetir as partes comúns do cuestionario, recollidas unha soa vez no anexo. No caso de que algún bloque sexa específico dalgunha empresa, o indicamos no título.

Os cuestionarios contiñan apartados específicos para dúbidas e aclaracións, ademais de máis espazo en cada táboa para o seu cumprimento. Coa finalidade de reducir o tamaño do anexo, eliminamos estes espazos, mantendo todos os elementos do cuestionario.

## ENQUISA

A información recollida neste cuestionario está amparada polo segredo estatístico segundo a Lei9/1988 de Xullo de estatística de Galicia (Arts. 24-28) así como pola Lei Orgánica 5/1992, de 29 de decembro, de Regulación do Tratamento Automatizado dos Datos de Carácter Persoal (LORTAD). O seu tratamento será exclusivamente agregado sen que ningunha empresa ou establecemento poda ser identificado a través dos seus resultados.

**IMPORTANTE:** A información solicitada refírese ao exercicio económico 2007.

### 1. INFORMACIÓN XERAL DA EMPRESA

Nome ou razón social:

Enderezo:

Propietario ou Xerente:

Natureza xurídica (S.A./S.L./empresario individual/Outros):

Ano de constitución:

Actividade principal:

Actividades secundarias:

Responde ao cuestionario D/Dna: Tlf.:

### 2. PRODUCCIÓN E VENDAS

#### 2.1. Producción

Produto	Cantidade (toneladas brutas)	Cantidade (toneladas brutas)	Valor (€)
Mexillón fresco			
Mexillón cocido			
Mexillón en conserva			
Outros produtos (especificar)			

## 2.2. Producción comercializada

Producto	Cantidad (toneladas brutas)	Cantidad (toneladas brutas)	Valor (€)
Mexillón fresco			
Mexillón cocido			
Mexillón en conserva			
Outros productos (especificar)			

## 2.3. Destino producción comercializada

Cliente	Cantidad (toneladas brutas)	Cantidad (toneladas brutas)	Valor (€)
Cliente 1.....			
Cliente 2.....			
.....			

## 3. COMPRAS E GASTOS

### 3.1. Compras materias primas

Producto	Cantidad (toneladas brutas)	Cantidad (toneladas brutas)	Valor (€)
Mexillón fresco			
Mexillón cocido			
Mexillón en conserva			
Outros productos (especificar)			

**3.2. Compras materias primas auxiliares (Bernardo Alfageme S.A.)**

Produto	Volumen (toneladas brutas)	Volumen (toneladas netas)	Valor (€)
Aceite			
Tomate			
Cebola			
Vinagre			
Outros (especificar)			

**3.3. Compras mercadorías (Empresa Gamma)**

Produto	Volumen (toneladas Brutas)	Valor (€)
Carnes		
Mexillón en conserva		
Outras conservas		
Pescadería		
Pan e respostería		
Bebidas		
Legumes		
Aceites e graxas		
Lácteos		
Produtos de perfumería		
Produtos de droguería		
Outros (especificar)		

### 3.4. Compras outros aprovisionamentos (Empresa Alfa)

Produto	Volume (t) ou nº uds.	Valor (€)
Cordas bateas		
Malla (especificar material)		
Pinturas		
Alquitrán		
Palillos		
De madeira		
De plástico		
Outros (especificar)		
Rabizas		
Cadeas		
Parafusos, puntas, martelos e ferramentas pequenas		
Puntóns		
Vigas		
Mortos		
Xiratorio		
Redes		
Sacos de rede		
Cordeis		
Ouros sacos (especificar material)		
Bolsas (especificar material)		
Velas, toldos, lonas e bandeiras		
Aros, salvavidas e similares		
Bengalas		
Extintores		
Aceites e outros lubricantes (litros)		
Cables eléctricos, acumuladores, barras e similares (especificar)		
Repuestos (especificar)		
Roupa de traballo		
Confeccionada		
Sintética		
Produtos de limpeza		
Deterxentes		
Escobas, cepillos, e similares		
Outros (especificar)		
Embalaxes e envases		
Caixas de madeira		
Caixas de cartón		
Caixas de plástico		
Sacos de plástico		
Outros aprovisionamentos (especificar)		

3.5. Compras outros aprovisionamentos (Empresa *Beta e Bernardo Alfageme S.A.*)

Produto	Volumen (t) ou nº uds.	Valor (€)
Envases e embalaxes (caixas, bolsas, etc)(especificar)		
De cartón		
De plástico		
De madeira		
Metálicos		
Outros (especificar)		
Plásticos retráctiles		
Caixas		
De plástico		
De madeira		
Metálicas		
Outros (especificar)		
Produtos químicos (conservación, limpeza...)		
Sal (salmoira...)		
Produtos de limpeza		
Deterxentes		
Escobas, cepillos, e similares		
Outros (especificar)		
Repuestos e aprovisionamentos non amortizables		
Metálicos		
De plástico		
De madeira		
Outros (especificar)		
Pintura		
Extintores		
Aceites e outros lubricantes		
Roupa de traballo		
Confeccionada		
Sintética		
Aparatos eléctricos non amortizables (especificar)		
Outros aprovisionamentos (especificar)		

3.6. Compras outros aprovisionamentos (Empresa *Gamma*)

Produto	Volume (t) ou nº uds.	Valor (€)
Envases e embalaxes (caixas, bolsas, etc)(especificar)		
De cartón		
De plástico		
De madeira		
Metálicos		
Outros (especificar)		
Plástico (cinta adhesiva, retráctiles, cestos...) (especificar)		
Caixas		
De plástico		
De madeira		
Metálicas		
Outros (especificar)		
Produtos de limpeza		
Deterxentes		
Escobas, cepillos, e similares		
Outros (especificar)		
Iluminación (bombillas, barras fluorescentes...) (especificar)		
Carros compra		
Transpalets		
Pintura		
Extintores		
Roupa de traballo		
Confeccionada		
Sintética		
Aparatos eléctricos non amortizables		
Máquinas rexistradoras		
Etiquetadoras		
Balanzas		
Letreiros luminosos		
Outros (especificar)		
Papel		
Etiquetas		
Papel de embalar		
Outros (especificar)		
Aparatos eléctricos non amortizables (especificar)		
Mobiliario non amortizable (especificar)		
Outros aprovisionamentos (especificar)		

### 3.7. Outras compras

Produto	Volume (t) ou nº uds.	Valor (€)
Teléfonos(fixos, móbiles, ....)		
Produtos farmacéuticos (especificar)		
Alimentos, bebidas e tabaco (especificar)		
Material de oficina		
Papel (folios, sobres, selos,...)		
Tinta ordenadores		
Outros consumibles (especificar)		
Outros produtos téxtiles (especificar)		
Outras compras (especificar)		

---

### 3.8. Outros gastos

Produto	Valor (€)
Reparación, mantemento e acondicionamento de maquinaria	
Reparación, mantemento e acondicionamento de instalacións	
Asesorías, xestorías, avogados...	
Transporte mercadoría comprada	
Transporte mercadoría vendida	
Transporte de persoas	
Taxi	
Tren	
Avión	
Automóbil	
Autobús	
Outros (especificar)	
Correos e paquetería	
Primas de seguros	
Gastos e servizos bancarios	
Publicidade e propaganda	
Servizos telefónicos (fixos, móbil, internet...)	
Servizos médicos	
Gastos de formación de persoal (cursos...)	
Vixilancia e protección	
Servizos de restaurante	
Servizos limpeza	
Hospedaría	
Asistencias técnicas	
Outros servizos externos (especificar)	
Outros gastos (especificar)	

#### 4. INMOBILIZADO

Inclúa todo o inmovilizado que figura no balance a 31-12-2007. A vida útil se refire ao período no que o ben se amortiza ou, no seu defecto, ao número de anos que se espera permaneza en funcionamento.

Concepto	Vida útil (Nº anos)	Valor (€)
Terreos (indicar superficie en ha)	----	
Construcións		
Buques e embarcacións		
Bateas		
Outros artefactos flotantes (especificar)		
Maquinaria (especificar)		
Grandes equipamentos (especificar)		
Utilexe		
De madeira		
Sintéticos e similares		
Metálico		
Outros materiais (especificar)		
Aparatos eléctricos, telecomunicación, son e maquinas de oficina (especificar)		
Vehículos automóbiles terrestres		
Camións e similares		
Automóbiles		
Outros (especificar)		
Mobiliario e enseres		
De madeira		
Sintéticos e similares		
Metálico		
Outros (especificar)		
Equipos para o proceso da información		
Repostos e similares (especificar)		
Outro inmovilizado (especificar)		

## 5. ENERXÍA, COMBUSTIBLES, E AUGA

Neste apartado debe incluírse o consumo de enerxía, combustibles e auga realizado en todas as dependencias da súa empresa (instalacións produtivas, oficinas, almacéns...).

Concepto	Unidade (M <sup>3</sup> , litros,...)	Cantidade	Valor (€)
Electricidade	Kwh		
Fuel Oil			
Gasolina			
Gasóleo A			
Gasóleo B			
Gasóleo C			
Gas Natural			
Butano			
Propano			
Outros (especificar)			
Auga doce			
Auga salgada			

## 6. XERACIÓN DE RESIDUOS

Inclúa a xeración de residuos xerados en todas as dependencias da súa empresa (instalacións produtivas, oficinas, almacéns...).

Tipo de residuo	Unidade (M <sup>3</sup> , litros,...)	Cantidade	% que se recicla
Cunha e outros de mexillón			
Orgánicos			
Papel e cartón			
Residuos sólidos urbanos (RSU)			
Vidro			
Pilas			
Plásticos			
Aluminio			
Metais magnéticos			
Aceites			
Residuos tóxicos			
Auga vertida			
Outros (especificar)			

## 7. USO DO SOLO

Rexistre a superficie total da que dispón a súa empresa, incluíndo tanto a superficie construída (edificios, superficie asfaltada...), como as zonas de xardíns, zonas de arborado, ocupación da superficie mariña).

Tipo de superficie	Ha
Superficie ocupada por bateas	
Solo construído, asfaltado ou erosionado (Superficie de oficinas, locais, naves e outras instalacións propias e alugadas)	
Terreos sen edificar	
Zonas de arborado	
Zonas de pastos ou xardíns	
Outro tipo de solo propio (especificar)	



