DEPARTAMENTO DE BIOLOXÍA ANIMAL E ANTROPOLOXÍA FÍSICA

FACULTADE DE BIOLOXÍA

Y

ESTACIÓN DE BIOLOXÍA MARIÑA DA GRAÑA

Patrones de distribución de Moluscos Gasterópodos en sustratos duros intermareales naturales y artificiales en la Ría de Ferrol, Galicia.

TESIS DOCTORAL

Guillermo J. Díaz Agras

Santiago de Compostela, 2015.

USC
UNIVERSIDADE
DE SANTIAGO
DE COMPOSTELA

D. **VICTORIANO URGORRI CARRASCO**, Catedrático de Universidade no Departamento de Zooloxía e Antropoloxía Física da Facultade de Bioloxía e Director da Estación de Bioloxía Mariña da Graña da Universidade de Santiago de Compostela; e D. **JUAN MOREIRA DA ROCHA**, Profesor Contratado Doutor Interino no Departamento de Biología da Universidad Autónoma de Madrid,

CERTIFICAN:

Que a presente memoria titulada **"Patrones de distribución de Moluscos Gasterópodos en sustratos duros intermareales naturales y artificiales en la Ría de Ferrol, Galicia"**, foi realizada por **Guillermo J. Díaz Agras** baixo a nosa dirección na Estación de Bioloxía Mariña da Graña da Universidade de Santiago de Compostela. E considerando que representa traballo de Tese de Doutoramento, autorizamos a súa presentación ante o Consello do Departamento e a Comisión de Doutoramento da Universidade de Santiago de Compostela.

E para que así conste e surta os efectos oportunos, asinamos o presente certificado.

Santiago de Compostela, 9 de Xullo de 2015

Vº e Pr. Titor e Director

Vº e Pr. Director

Prof. Dr. Victoriano Urgorri

Prof. Dr. Juan Moreira Da Rocha

USC
UNIVERSIDADE
DE SANTIAGO
DE COMPOSTELA



A mi Padre

"A veces, cuando una persona falta, el mundo entero parece despoblado"

Lamartine

USC
UNIVERSIDADE
DE SANTIAGO
DE COMPOSTELA

Agradecimientos

Hace aproximadamente 12 años, empecé mi andadura en lo que la gente suele denominar “el mundo de la Ciencia” y 4380 días después, me encuentro escribiendo los agradecimientos y peleándome con la maquetación de la Tesis (aprovecho la oportunidad para agradecerle a los chicos de Microsoft lo intuitivo y sencillo que es todo este proceso en el Word, modo irónico OFF) para finalizar de una vez por todos la etapa de la Tesis y poder dedicarme en cuerpo y alma a mi pasión secreta, la elaboración artesanal de alfajores de ajonjolí.

Esta puntualización es necesaria para que los miles de lectores que sin ningún género de dudas tendrá esta Tesis (y de la que espero que se convierta en *best seller* y algún día pueda ver su edición de bolsillo a la venta en los mejores quioscos), comprendan que ha sido una tarea ímproba y salpicada de emocionantes aventuras y catastróficas desdichas, a lo largo de la cual he tenido la suerte de conocer a mucha gente que de una forma u otra me ayudó a que esta Tesis llegase a buen puerto (o pantalán según se mire) y a la cual quiero rendir pleitesía y expresar mi más sincero agradecimiento desde estas páginas (me hubiese gustado hacerlo de una forma más “viril”, como grabando sus nombres en runas sobre granito, pero la normativa de la USC y el precio del kilo de granito me lo impiden…). Una última aclaración antes de que comience con la relación de benefactores, el orden es totalmente aleatorio y no responde a ningún patrón lógico, o sea que los amantes de la criptografía y las teorías conspirativas pueden perder todo el tiempo que quieran intentando encontrar un patrón en esta lista, no creo que lo encuentren… y si lo encuentran… es que son realmente buenos.

Cuando entré por primera vez en la Estación y mis conocimientos de zoología se limitaban poco más que al conocimiento las especies más comunes de peces de acuario (eso sí, de agua dulce tropical, no os vayáis a pensar…), las primeras personas a las que tuve el placer de marear y acribillar a preguntas, fueron Eva Corral y María Penalta, gracias a ellas comencé a distinguir familias y géneros donde antes sólo veía “masas gelatinosas”; poco después conocí a la que sería mi compañera de cursos de doctorado, Catuxa, con la que compartí un montón de horas en cursos más o menos “tediosos” y con la que siempre es un placer compartir un Nesquik o lo que sea, porque su buen humor y vitalidad hacen que siempre acabe riéndome un montón con ella, y eso, en los tiempos en los que vivimos es todo un logro.

Otra de los humanos con los que tuve el placer de interaccionar y al que le tengo que agradecer no sólo el haberme enseñado a bucear (que no es moco de *Patella*, por no desentonar con el tema de la Tesis…) sino también por ser la reencarnación de Fénix del Equipo A, ya que cuando necesito cualquier cosa del ámbito que sea, desde un misil intercontinetal hasta una almáciga (y que sea bonita), él siempre la consigue, y si no es él, seguro que conoce a alguien que la consigue. Gracias por todo Carlos, y si algún día consigues financiación para ese documental, espero que te acuerdes de mí para hacer de modelo…

Al poco tiempo de entrar en la Estación, fui conociendo poco a poco a la "vieja guardia" de Vituco. Creo que al primero que conocí fue a Oscar, allá por octubre del 2003; tenía de aquella una tupida barba (a la cual echo mucho de menos) y una afición por la historia que hicieron que desde un primer momento me sintiese muy cómodo hablando con él y discutiendo sobre el origen de la bandera española o sobre si sobre el año cero existe o no. Hemos discutido largo y tendido sobre Ciencia, Historia, Política, sobre la cría del Abejaruco y sobre mil temas más que darían para otra Tesis y siempre he acabado todas estas discusiones y filosofadas aprendiendo un montón de cosas, por lo que sólo puedo decirte gracias PROFESOR, ha sido un auténtico placer compartir contigo todos estos años de carrera científica.

Otro de los integrantes de la "vieja guardia" es otro al que considero un gran amigo, Jesús Troncoso, que puedo decir de él que no se haya dicho en los agradecimientos de mil y una tesis, quizás que sea un fanático de Star Wars o de la saga Assassin´s Creed de PlayStation y que gracias a esto, hemos hablado largo y tendido sobre si Darth Vader es el mejor villano de la historia del cine o si de que hundir galeones ingleses en el Assassin´s Creed es todo un placer. Poder convivir con Jesús es todo un placer y un honor, siempre tiene algún buen consejo que darte, tipo "Wiliño no hay segundos, no te disperses" o "no pierdas el tiempo y tira para delante" y siempre te alegra el día cuando estás con él, baste decir que cuando voy a un congreso lo que me suele preguntar todo el mundo cuando llego es ¿sabes si va a venir Jesús?, creo que con esto poco más hay que decir.

Julio Parapar es otro de los grandes científicos que he tenido el placer de conocer, gracias a él aprendí muchísimas cosas sobre los poliquetos, Cuarto Milenio o Paco Vázquez; las visitas de Julio a la Estación son motivo de alegría y jolgorio

(principalmente porque nos trae galletitas de chocolate) y cada vez que viene alguien de las Estación (entre los que me incluyo) lo acribilla a preguntas sobre poliquetos, que él siempre responde con una sonrisa y con una paciencia infinita. Gracias a ti, Julio, los poliquetos ya no nos parecen unos bichos "tan ruines".

El último miembro de la "vieja guardia" al que conocí, creo que fue a Luís Míguez; con él compartí no sólo camarote en el Sarmiento de Gamboa sino mil y una conversaciones sobre fotografía, rutas de senderismo, equinodermos y sobre cuál sería el mejor sistema educativo, y aunque no estuviésemos muy de acuerdo en este último punto, su paciencia y su carácter pachorrudo, hacen que en cada una de sus visitas terminase con mil y una notas sobre consejos de fotografía o rutas de senderismo para hacer el siguiente fin de semana y tener un pretexto para volver a verlo y volver a charlar pausadamente (como no podía ser de otra forma) con él. Gracias por todo Luís, y sobre todo por acuñar la frase "de toda la vida".

Al cabo de unos años conocí a Antonio Cribeiro, con el que tuve el placer de compartir alguna campaña y mil y una visitas al acuario de Coruña. Él me enseñó mil cosas sobre peces y sobre acuarios y sólo hacía falta levantar el teléfono para preguntarle o pedirle ayuda con algo, y rápidamente buscaba soluciones a cualquier problema. Más tarde, por las mil vueltas que da la vida, me ha demostrado que es un hombre íntegro hasta las últimas consecuencias y eso, sí que es raro hoy día. Gracias Antonio.

Bueno, llega el momento de agradecer un montón de cosas al personal de la EBMG. La verdad es que me cuesta empezar, porque no sé por dónde, a lo largo de estos 12 años pasamos por tantas cosas juntas, que somos como una especie de "Hermanos de Sangre"; muestreamos en invierno, con lluvia y frio, en verano con calor, en fango, en roca, en playas… nos lesionamos juntos, nos enfadamos… en fin, que esta Tesis es tanto mía como de ellos, que me ayudaron a muestrear, aunque muchas veces no entendiesen del todo los de los ANOVAS, PERMANOVAS, grados de libertad, etc. Empezaré por María, que es con la que llevo más tiempo trabajando, creo que fue por el 2004 cuando nos conocimos y desde aquella pasamos por mil y una aventuras científicas. Yo en muchos aspectos soy un desastre organizativo, me olvido de cosas, pierdo cosas y demás, bueno, pues María es mi contrapunto, es organizada, no se olvida de nada y siempre está ahí para recordarme algo cuando mi privilegiado

cerebro se olvida de mil cosas. Mil gracias por todo María tu ayuda y apoyo han sido fundamentales para poder acabar esta Tesis. Entre Ramiro y yo hemos matado más Hellgast y dragones en el Dark Souls que la mitad de la población del hemisferio Norte; las charlas que tenemos en mi despacho sobre juegos de la Play, hacen mucho más llevadero el día a día entre informe e informe, por no hablar de que bucear contigo es un placer y cuando acabemos nuestras tesis tenemos un par de buceos de placer pendientes, gracias Wiersbowsky. Gracias a Xandro, las discusiones políticas se han convertido en un placer, y somos como un par niños discutiendo sobre que pelota es mejor y aunque siempre tengo razón yo, algún día la tendrás tú, gracias por todo Titi. Bueno, a Marcos tengo que agradecerle un montón de cosas, desde que me explicase con claridad el mundo de los parásitos de los nudibranquios, hasta que me hiciese suscriptor de "El Militante", gracias a lo cual probablemente esté en alguna lista de la NSA, pero no me importa, merece la pena; gracias por todo tío, tu apoyo en los buceos es fundamental y la pasión con la que trabajas con los parásitos es un ejemplo a seguir. Ahora toca el turno de Alberto, la cantidad de cosas que me ha enseñado no cabrían en esta Tesis, y como atestiguan muchas fotos de la Tesis, su ayuda fue imprescindible para poder empezarla; no todos los maestros tienen que estar en una escuela o universidad, aquí tengo a uno y muy bueno, gracias por todo Alberto. La última en incorporarse a la Estación fue Xela, pero no por ello tuvo un papel menor en el desarrollo de esta Tesis; su buen humor, su vitalidad (algunas veces de más…) y las merendolas que se toma en mi despacho, son una especie de antídoto contra los bajones de moral del día a día y la frase "jolín, ¿pero me queréis tratar como a las personas?, todavía hace que me ría por lo bajo cada vez que la recuerdo; gracias por todo Xela.

A todos mis compañeros del laboratorio de Santiago y Lugo, Marcos, Lucía Barrio, Lucía Pedrouzo, Teresa y Mario, gracias por ayudarme cada vez que lo necesité y por estar siempre dispuestos a salir a coger unas muestras haga el tiempo que haga: Gracias a todos.

A mi gran amigo alemán Torben, que aunque no nos veamos demasiado, cada vez que estamos embarcados juntos, es como si nos viésemos todos los días. El apoyo que me dio en la campaña IceAge es algo que nunca podré agradecerle lo suficiente. Larga vida y prosperidad amigo.

A Celia Besteiro, a la que conocí hace ya unos años, en un curso de doctorado, y con la que aprendí un montón de cosas tanto de meiofauna como de los tejemanejes universitarios, tengo mucho que agradecerle, tanto en el aspecto científico como en el personal. Da gusto trabajar con personas como tú Celia, mil gracias.

A Vituco y a Juan Moreira, que como todo el mundo sabe son mis directores de Tesis, tengo tantas cosas que agradecerles, que no sabría por dónde empezar, pero lo intentaré. Empiezo por Juan, que como es más joven lo pongo de primero; a Juan no sólo lo considero mi director de Tesis, sino también un amigo; la cantidad de horas que HEMOS pasado hablando de Ciencia, pero también de cómics, películas, series y sobre el comportamiento de los humanos, son innumerables lo mismo que la cantidad de risas que nos hemos echado juntos (la Pantoja y los frigo pies tienen gran culpa de esto último). Juan, gracias por todo lo que me HAS dado; HAS hecho que realmente me divirtiese con la Tesis, te debo unas cuantas y de las gordas. Le toca el turno a Vituco ahora; la verdad es que también es complicado saber por dónde empezar, porque le debo tanto, que no sé cómo expresarlo. A lo largo de estos 12 años pasamos por un montón de cosas juntos, reímos, lloramos juntos, y siempre encontré en él un apoyo y un amigo. Cuando las cosas se ponían mal en cualquier ámbito de mi vida, él siempre estuvo ahí, con un consejo, una palabra de ánimo o un abrazo (que es muy "abracín", todo hay que decirlo) o simplemente estando, que no es poco. Él me enseñó todo lo que se sobre zoología marina y sobre cómo gestionar una Estación de Biología y desde que en el año 2005 me dijo en medio de una situación complicada "tú confía en mí", no he hecho otra cosa y si estoy aquí es única y exclusivamente gracias a él. Muchas gracias por todo Vituco, nunca olvidaré todo lo que has hecho por mí.

Aunque no tienen nada que ver con el ámbito científico directamente, quiero que conste por escrito en esta Tesis mi más sincero agradecimiento a las siguientes personas, que de un modo u otro, me habéis ayudado a que esta Tesis se acabase. Con Fran, "Pakito", no sólo he compartido sudor y sangre dentro de un campo de rugby desde hace un montón de años, sino que también es una de las personas que ejerce la función de psicólogo conmigo; sólo hace falta que levante el teléfono y le pregunte si quiere ir a correr, para que se presente en mi casa con los tenis y mientras corremos escuche mis problemas y siempre tenga palabras de ánimo para echarme una mano. Gracias por todo Fran, eres una de las mejores personas que conozco. Y no puedo citar a Fran, sin agradecerle todo lo que ha hecho por mí a lo largo de estos años a Pilar;

cuantas horas hemos pasado hablando de libros o películas y discutiendo sobre si Tolkien es mejor que Murakami (por supuesto, es mejor Tolkien). Pilar no es una persona que de muchos besos y abrazos (como yo), pero a mí me ha dado unos cuantos en los momentos en los que los necesitaba, gracias Pilar, eres una de esas personas a las que todo el mundo debería tener a su lado. Aunque no lo veo mucho últimamente, Peque ha sido otra de esas personas a las que la distancia y la Tesis me ha impedido ver todo lo que hubiese querido, pero cada vez que estoy con él es un placer hablar con él de rugby (como no…), de series o de lo que sea. Peque es de esas personas que siempre se acuerda de tu cumpleaños o de la camiseta que viste una vez en una tienda hace cinco años y que te gustaba, y que un día aparece con ella en tu casa y te la regala porque sí. Gracias por todo Peque, tus visitas son todo un placer y espero que algún día te toque la plaza en Ferrol. "Atlas" ha ejercido en innumerables ocasiones como hermano mayor y siempre ha estado ahí en los momentos en los que lo necesita, tanto yo como Julia y es otro de los damnificados por mi Tesis, que me quitó un montón de tiempo para ir a entrenar con él o ir a tomar algo; espero que ahora pueda quedar un poco más con él. Gracias por todo "Atlas". A Esther también tengo que agradecerle un montón de cosas, pero sobre todo, los consejos que nos dio a Julia y a mí cuando fuimos padres, la verdad es que aprovechamos cada uno de ellos; gracias por todo Esther.

Bueno, y ahora tengo que agradecerle mil y una cosas a mi familia de Vigo. En el año 1994 conocí a David en el Colegio Mayor, y desde aquella, tanto él como Belén se convirtieron en uno de los pilares de vida. Hemos pasado por todo juntos, desde novatadas en Santiago, conciertos de Sepultura a ser padres primerizos y su amistad y ayuda han sido fundamentales en mi vida y si he llegado a ser como soy hoy día, ellos dos tienen parte de culpa. David, Guille y Alejandra no han hecho sino aumentar nuestra pequeña familia y estar con ellos en Vigo peleándonos en la alfombra, montando un esqueleto de papel o simplemente viendo una peli de dibujos hace que atesore cada minuto que estoy con ellos. No me cabrían en esta Tesis las gracias que os tengo que dar a los cinco, os quiero.

Toca el turno de la familia. Quiero empezar dándole las gracias a Paco Carracedo, sin su ayuda esta aventura científica no hubiese sido posible y el apoyo que me da con todos los asuntos burocráticos universitarios es impagable. Como todo queda en

familia, enlazo y quiero agradecer a María José, Paco, Pacolas y Área, todo el apoyo y el cariño que recibí de ellos desde que los conozco; toda la ayuda que me disteis en momentos complicados fue increíble y todo el interés que habéis puesto en mi tesis es muy de agradecer. Mil gracias por todo.

Primero de todo quiero hacer una mención especial a toda la gente que me dejó durante la realización de esta tesis, que no es poca. Si alguna vez alguien escribe sobre cómo deberían de ser unos abuelos perfectos, deberían escribir sobre mis dos abuelos, Paco y Tono, para mí fueron loa abuelos perfectos. Me dormían cuando era niño, me contaron cuantos, me enseñaron a pescar, me enseñaron a trabajar la madera, a tocar la guitarra… no se les puede pedir más, fueron mis héroes durante muchos años; gracias a vosotros soy como soy. Con mi abuela Fina tengo pasados innumerables veranos en Doniños y me lo pasaba pipa gracias a ella (y a Tono, claro), dando paseos interminables con Tarrancho y comiéndome bizcochos que me hacía. Gracias abuela. Bueno, también me dejó mi Padrino y Pili, su mujer y mi "padrina"; la cantidad de veces que me reí con ellos, fui a la playa con ellos, anduve en moto con ellos, no se pueden ni contar. Gracias por todo Padrino y Pili. Bueno, me toca ahora uno de los momentos más duros de todos, agradecerle todo lo que me ha dado a mi padre. Por culpa de una campaña oceanográfica, no pude estar a su lado cuando murió, y no me pude despedir de él como me hubiese gustado, así que lo voy a hacer ahora para que por lo menos quede escrito. Gracias por todo Papá, soy lo que soy gracias a ti, fuiste el mejor padre del mundo y todos los días alguna cosa me recuerda a ti, me hubiese gustado que estuvieses aquí para ver como defiendo esta Tesis, pero sobre todo, me hubiese gustado que estuvieses aquí para que conocieses a Lúa. Seguramente no te lo dijese muchas veces a lo largo de mi vida, pero aprovecho esta tesis para que quede constancia pero te quiero caneco, te quiero un montón y te echo muchísimo de menos, ojalá estuvieses aquí…

A mi madre tengo que agradecerle mil cosas y tampoco sé por dónde empezar; sin tu apoyo y cariño a lo largo de toda mi vida, no hubiese llegado a donde estoy ahora y sin tu ayuda lo largo de estos últimos años, no sé cómo me las hubiese apañado. Gracias Super, te quiero. A mi abuela Fina tengo que darle muchísimas gracias también, por ayudarme siempre a lo largo de estos años y por hacerme las visitas a su casa muy entretenidas intentando explicarle lo que es una Tesis Doctoral. A mi Madrina Isabel, le estoy eternamente agradecido por todo lo que me ayudó desde que

era un canijo, hasta ahora, y cuanto más la conozco, más la quiero, gracias por todo Madrina.

Bueno llega la mejor parte ahora, darle las gracias las chicas de mi vida Julia y Lúa. A Julia tengo que agradecerle todo y más; no tengo palabras así que para empezar voy a decir TE QUIERO y gracias por estar siempre ahí, por ser como eres, por acurrucarte en el sofá y ver maratones de series juntos, por ser mi amiga y escuchar todas mis estupideces con una sonrisa, gracias por los abrazos a tiempo y por los te quiero susurrados en la oreja, gracias por darme la mano cuando más lo necesitaba y por esos besos de por qué sí en la mejilla, gracias por todo Chuy te quiero. Le toca a Lúa, poco puedo decir de ella más que TE QUIERO, eres un pequeño diablillo que hace que cada día me ría más contigo con cosas como "Papi quiero ver zombies" o "O peixe de Manola é fresco e natural…". Mil gracias por todo lo que nos has dado hasta ahora enana, te quiero un montón. Bueno y para acabar tengo que agradecerle todo el cariño y apoyo que me dio y me sigue dando Abby, nuestro perro; cada vez que llego a casa cansado o triste, ella siempre está ahí moviendo el rabo y dando saltos de alegría, y las noches en las que tocaba trabajar siempre estuvo a mi lado haciéndome compañía.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Índice

Capítulo 1. Introducción **1**

1.1. Introducción 3

1.2. Objetivos generales 10

Capítulo 2. Estudio comparativo de la diversidad y composición de la fauna de moluscos entre hábitats mesolitorales naturales y artificiales **13**

2.1. Introducción 15

2.2. Objetivos 17

2.3. Material y métodos 18

2.3.1. Área de estudio 18

2.3.2. Diseño del muestreo 22

2.3.3. Análisis de datos 22

2.3.4. Comparación de la frecuencia de aparición entre hábitats 25

2.4. Resultados 26

2.4.1. Muestreo cuantitativo 26

2.4.1.1. A Palma 28

2.4.1.2. San Felipe 43

2.4.1.3. O Baño 57

2.4.1.4. O Vispón 71

2.4.2. Muestreo cualitativo 85

2.5. Discusión 87

Capítulo 3. Fauna de moluscos en agregados de mejillones (*Mytilus galloprovincialis*) en sustratos naturales y artificiales **93**

3.1. Introducción 95

3.2. Objetivos 97

3.3. Material y métodos 98

3.3.1. Área de estudio 98

3.3.2. Diseño del muestreo 98

3.3.3. Análisis de datos 101

3.4. Resultados 103

3.4.1. A Palma 106

3.4.2. San Felipe 109
3.4.3. A Redonda 112
3.4.4. Cetárea 115
3.5. Discusión 118

Capítulo 4. Comparación de los patrones de movimiento de *Patella vulgata* en sustratos verticales naturales y artificiales 123

4.1. Introducción 125
4.2. Objetivos 127
4.3. Material y métodos 128
4.3.1. Área de estudio 128
4.3.2. Diseño experimental 128
4.3.3. Análisis de datos 131
4.4. Resultados 133
4.5. Discusión 136

Capítulo 5. Discusión general 141

Capítulo 6. Resumen y conclusiones 147

Capítulo 7. Bibliografía 155

Anexos 179

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Capítulo 1

Introducción

USC
UNIVERSIDADE
DE SANTIAGO
DE COMPOSTELA

1.1. INTRODUCCIÓN

Aumento de la población humana, cambio global y urbanización

A lo largo de las últimas cuatro décadas, la biodiversidad ha sufrido un constante declive a escala planetaria, debido principalmente a las actividades de origen antrópico (BUTCHARD *et al*., 2010; MORA & SALE, 2011). De la misma forma, la biodiversidad marina, se ha visto seriamente afectada por factores tales como la disminución de la calidad del agua por causa de procesos contaminantes, la sobrepesca y la destrucción o modificación de los hábitats naturales (BIANCHI & MORRI, 2000; CHATWIN, 2007; FAUVELOT *et al*., 2012). La actuación de estos factores resulta, según ciertas estimas, en la extinción de una especie cada día (VENKATARAMAN & WAFAR, 2005).

La destrucción de los hábitats naturales es particularmente importante en los sistemas costeros marinos, en donde se localizan muchas de las ciudades más grandes del mundo (TIMMERMAN & WHITE, 1997) y donde la población humana se concentra cada vez más; de acuerdo con distintas estimas, en estas zonas se llegarán a alcanzar densidades de 134 personas por km^2 alrededor del año 2050 (SIH *et al*., 2000; UNEP/GPA, 2006; AIROLDI & BECK, 2007). Las zonas costeras, además, se encuentran afectadas por el aumento constante del turismo masivo; por ejemplo, se espera que la costa mediterránea alcanzará los 350 millones de turistas por temporada alrededor del año 2025 (BULLERI & CHAPMAN, 2010). Los cambios provocados en las zonas costeras por estos movimientos demográficos, han provocado un importante impacto en la línea de costa, viéndose alterada constantemente por la construcción de infraestructuras necesarias para sustentar actividades turísticas, residenciales y comerciales.

Por otra parte, el aumento del nivel del mar y del número de tormentas asociado al cambio climático global ha provocado que muchas zonas costeras se encuentren en peligro por las inundaciones y la erosión que acarrean estos fenómenos climatológicos (HOLMAN *et al*., 2001; HULME *et al*., 2002; MOSCHELLA *et al*., 2005). Por ello, la necesidad de proteger determinadas zonas frente a estos fenómenos ha incrementado a su vez la construcción de estructuras artificiales de defensa costera, particularmente en las áreas más desarrolladas. El aumento de estas infraestructuras ha sido tan grande a lo largo de los últimos años, que se calcula que alrededor de un 10% del total de la costa europea está urbanizada; en algunos países como Italia o Francia el porcentaje de costa urbanizado de uno u otro modo supera el 45%; en Estados Unidos algunos estuarios y bahías se encuentran urbanizados en más de un 50%; alrededor del 27% de

la costa de Japón y del 50% de la bahía de Sidney (Australia) han sido alteradas con infraestructuras defensivas, puertos o urbanizaciones; en el caso de España aproximadamente el 42% de la costa se encuentra ocupada por instalaciones turísticas de diversos tipos (JEFTIC *et al*., 1990; KOIKE, 1996; CHAPMAN & BULLERI, 2003; EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY, 2006; AIROLDI & BECK, 2007; DUGAN *et al*., 2011).

Efectos de la urbanización sobre el medio marino y su biota

Generalmente, la proliferación de infraestructuras en la línea de costa se traduce en la destrucción o alteración de los hábitats naturales y, en consecuencia, de la biota asociada a ellos. Un caso particular de actuación urbanística son los rellenos de secciones de costa para obtener una mayor disponibilidad de superficie edificable; en este caso, es evidente, la pérdida total de los hábitats naturales existentes y de su biota. Sin embargo, en otros casos, los efectos de estas nuevas estructuras pueden ser más sutiles. Así, por ejemplo, la construcción de muros en la zona dunar de las playas, hace que la propia playa sea más estrecha, lo que se traduce en una pérdida de hábitat y una alteración de la fauna y flora asociada (LINDSAY *et al*., 1992; DUGAN *et al*., 2008; CHAPMAN & UNDERWOOD, 2011). Además, la construcción de estructuras en mar abierto puede modificar la dinámica local de corrientes, alterando las tasas de sedimentación en dichas áreas y afectando por tanto a la biota bentónica, y particularmente a la infauna (AIROLDI *et al*., 2005; MARTIN *et al*., 2005).

Por otra parte, estas nuevas estructuras presentan varias características que las distinguen de los hábitats naturales y que pueden condicionar de distintas formas a las especies que potencialmente se podrían asentar sobre ellas. En primer lugar, estas estructuras de defensa suelen estar construidas verticalmente, mientras que la mayor parte de los hábitats naturales presentan diferentes inclinaciones y tienen una topografía más heterogénea, fruto de los procesos que han estado actuando sobre ellas durante una escala de tiempo mayor (BULLERI *et al*., 2005; MOREIRA *et al*., 2006; CHAPMAN & UNDERWOOD, 2011); por otro lado, la naturaleza del material empleado para su construcción suele diferir del que forma los sustratos naturales, usándose generalmente cemento, hormigón, plástico o metal (ATTRILL *et al*., 1999); en función del tipo de material y de cómo sea empleado, este influirá de diversos modos sobre las poblaciones que se asienten en ellas (DAVIS *et al*., 2002; MOREIRA, 2006). Además, hay que tener en cuenta que estas estructuras ofrecen nuevos hábitats protegidos en las zonas más expuestas; estructuras como espigones, rompeolas o diques crean nuevas

zonas abrigadas de los efectos más negativos del hidrodinamismo, donde se pueden asentar nuevas comunidades que difieren de aquellas asociadas a los hábitats naturales presentes en las cercanías de estas estructuras (BULLERI & CHAPMAN, 2004; CLYNICK, 2007; VASELLI *et al*., 2008; BULLERI & CHAPMAN, 2010). La edad de estas estructuras también es un factor relevante, ya que en algunos casos cuanto mayor sea el tiempo que hayan permanecido en el medio, mayor será *a priori* la similitud de sus comunidades con las presentes en los hábitats naturales cercanos (PISTER, 2009); en otros casos, es probable que estas nuevas estructuras nunca alberguen las mismas comunidades, incluso después de muchas décadas (CHAPMAN, 2003). Por último, la movilidad de alguna de estas estructuras, como boyas o pantalanes, pueden afectar a la composición de la epibiota (CONNELL, 2000; PERKOL-FINKEL *et al*., 2008; DAFFORN *et al*., 2009), favoreciendo de esta forma el asentamiento de comunidades distintas de aquellas presentes sobre sustratos naturales adyacentes (GLASBY, 2001; HOLLOWAY & CONNELL, 2002).

Asimismo, el impacto de estas estructuras se puede extender a hábitats naturales que no han sido reemplazados por ellas, pero se encuentran en sus proximidades. Así, cuando la propia construcción de infraestructuras costeras provoca un cierto nivel de fragmentación en la extensión de los hábitats naturales, estos muestran una biota diferente en comparación a sustratos similares que no se encuentran tan fragmentados (GOODSELL *et al*., 2007). De forma similar, algunos tipos de estructuras pueden aumentar el efecto "sombra" en algunas zonas, provocando un gran impacto sobre hábitats adyacentes, reduciendo, por ejemplo, la cobertura de macroalgas (SANGER *et al*., 2004) y la diversidad de peces en zonas portuarias (ABLE *et al*., 1998); por el contrario, la sombra provocada sobre otras estructuras artificiales adyacentes (p. e., un muelle perpendicular a un muro vertical) puede facilitar un aumento de la diversidad de especies que viven sobre este último al reducir el estrés térmico al que están sometidos los organismos mesolitorales (CHAPMAN, 2003; CHAPMAN & BLOCKLEY, 2009).

Por otro lado, el impacto de estas estructuras es incluso mayor sobre sustratos sedimentarios; como se mencionó anteriormente, la construcción de defensas costeras puede modificar las corrientes locales, las tasas de sedimentación y la iluminación de las zonas próximas a ellas, afectando de manera importante a los organismos cercanos (DAVIS *et al*., 1982; LINDEGARTH, 2001; MARTIN *et al*., 2005). Además, la dispersión de larvas y propágulos de algas también puede verse afectada por la presencia de estructuras artificiales que actúan como barrera impidiendo o limitando su dispersión,

lo que en algunos casos podría alterar la conectividad entre metapoblaciones, modificando las proporciones relativas de larvas y propágulos disponibles, y alterando de esta manera la viabilidad de las poblaciones de muchas especies (BULLERI & CHAPMAN, 2010).

Independientemente del tipo de estructura de defensa costera, la presencia de las mismas en zonas en donde no existen sustratos rocosos, favorece *a priori* el asentamiento de especies típicas de sustratos duros en áreas donde no se encontrarían en condiciones naturales. Este efecto puede ser de doble filo, ya que por un lado puede aumentar la biodiversidad localmente, crear nuevos hábitats para especies amenazadas o facilitar la migración de especies en respuesta al cambio climático (BARWICK *et al*., 2004; GUERRA-GARCÍA *et al*., 2004; HOEGH-GULDBERG *et al*., 2008), o por el contrario puede tener efectos negativos al contribuir a la homogeneización de la biota a escala mundial (GLASBY & CONNELL, 1999; MCKINNEY & LOCKWOOD, 1999; AIROLDI *et al*., 2005; BRANCH *et al*., 2008).

Otro de los factores a tener en cuenta a la hora de evaluar el impacto de estas estructuras sobre el medio natural, es la potencialidad que presentan para el asentamiento de especies invasoras (BULLERI & AIROLDI, 2005; GLASBY *et al*., 2007; NEVES *et al*., 2007; TYRREL & BYERS, 2007). En general, estas estructuras se encuentran en zonas portuarias o urbanas, donde la calidad ambiental de las aguas y del medio que las rodea es baja y donde se realizan actividades que potencialmente permiten la llegada de especies invasoras a través del tráfico marítimo (puertos, astilleros, marinas) o donde se practica la acuicultura. Así, la presencia de estas estructuras proporciona un sustrato de fácil asentamiento donde en condiciones naturales este sería imposible al no existir tales sustratos (BULLERI & CHAPMAN, 2010). Además, las estructuras artificiales suelen presentar una menor biodiversidad que los hábitats naturales que las rodean (BACCHIOCCHI & AIROLDI, 2003; CHAPMAN, 2003; MARTIN *et al*., 2005; LAM *et al*., 2009; LEE *et al*., 2013), debido a la diferente intensidad y resultado de procesos ecológicos relevantes en comparación a hábitats naturales, tales como los fenómenos de competencia y depredación entre especies invasoras y locales, que serán de menor intensidad facilitando de esta forma el asentamiento de las alóctonas. Por último, las características intrínsecas de este tipo de estructuras generan, en muchos casos, nuevas condiciones ambientales favorables para la supervivencia de estas especies; por ejemplo, la construcción de espigones o rompeolas, crea zonas de menor hidrodinamismo, que favorecen por ejemplo la proliferación de especies de macroalgas invasoras y locales, algunas de efectos

dañinos para el resto de la biota (BULLERI & AIROLDI, 2005; VASELLI *et al*., 2008); en otros casos, la presencia de estructuras móviles presentes en pantalanes favorecen la introducción de especies invasoras filtradoras, que se adaptan con rapidez a los continuos cambios de emersión/inmersión experimentados durante los ciclos mareales en estas estructuras (DAFFORN *et al*., 2009).

Por lo tanto, los procesos ecológicos relacionados en mayor o menor medida con la naturaleza del sustrato tales como el reclutamiento, interacciones competitivas entre especies, la alimentación o reproducción, pueden presentar diferencias entre los dos tipos de hábitats. De hecho, estudios llevados a cabo en este sentido indican que estas nuevas estructuras no pueden ser consideradas *a priori* como hábitats alternativos de los naturales (GLASBY, 1999; CHAPMAN, 2003; BULLERI *et al*., 2004; BULLERI, 2005a; MOREIRA *et al*., 2006; KIRK *et al*., 2007; PISTER, 2009; IVESA *et al*., 2010; KLEIN *et al*., 2011). Este hecho tiene una especial relevancia en el contexto actual de cambio global y urbanización creciente, para evitar la pérdida de biodiversidad marina en el futuro inmediato.

Muros de protección: características y biota asociada

Una de las estructuras artificiales más frecuentes en las costas de todo el mundo, son los muros que actúan como diques (=*seawalls*), protegiendo principalmente la costa frente a la erosión en zonas ganadas al mar o para mejorar el atraque de embarcaciones (p. e., CHAPMAN, 2003; CHAPMAN & BULLERI, 2003; BULLERI & CHAPMAN, 2010; DÍAZ-AGRAS *et al*., 2010; IVESA *et al*., 2010; CHAPMAN & UNDERWOOD, 2011; KLEIN *et al*., 2011). Los muros son de diversas formas y tamaños; pueden tener cierta inclinación o ser completamente verticales, pueden estar formados por superficies uniformes o poseer un entramado de bloques con complejas estructuras, dependiendo del material utilizado en su construcción. A pesar de la variabilidad que presentan los muros, se pueden distinguir en ellos varias características que los diferencian de los sustratos rocosos naturales. La principal es que los muros suelen estar construidos verticalmente (~90º) o con una ligera inclinación, mientras que los sustratos rocosos naturales suelen presentar diferentes grados de inclinación y raramente son verticales (exceptuando los acantilados); esto puede tener implicaciones sobre la fauna y flora mesolitoral ya que la distribución y comportamiento de algunos organismos están fuertemente influenciados por la propia inclinación del sustrato (WHORFF *et al*., 1995; WILLIAMS *et al*., 1999; CHAPMAN; 2003). Otra de las diferencias entre los dos sustratos, es la cantidad de espacio

mesolitoral disponible; al estar construidos verticalmente, los muros presentan un espacio mucho más reducido que el existente en los sustratos naturales (CHAPMAN & BULLERI, 2003; MOREIRA, 2006; BULLERI & CHAPMAN, 2010; IVESA *et al*., 2010; KLEIN *et al*., 2011). Ello puede suponer una mayor concentración de algunos organismos, así como un mayor número e intensidad de las interacciones biológicas, incluyendo los diversos fenómenos de competencia entre especies por el espacio o el alimento; efectivamente, las especies que antes se encontraban separadas espacialmente, ahora se encuentran ocupando el mismo espacio (HAWKINS & HARTNOLL, 1980; MCGUINNESS, 1984; CHAPMAN, 2003; CHAPMAN, 2006). Por último, los sustratos rocosos naturales presentan multitud de microhábitats e irregularidades en su superficie, que favorecen la supervivencia de las especies o de las fases más vulnerables de su ciclo vital, especialmente aquellos microhábitats que son capaces de retener agua o humedad durante los períodos de emersión de marea (MCGUINNESS & UNDERWOOD, 1986; ARCHAMBAULT & BOURGET, 1996; THOMPSON *et al*., 1996); por el contrario, los muros artificiales presentan generalmente superficies lisas que suelen carecer de anfractuosidades en las que quede retenida agua o humedad en los períodos de bajamar. Debido a esto, el número de microhábitats es menor y la fauna especialista que está presente en sustratos naturales (ASTLES, 1993; CHAPMAN, 2002) estará ausente o será muy escasa en este tipo de muros (CHAPMAN, 2006).

En general, existen diferencias importantes en la composición de las comunidades de los muros artificiales y los sustratos rocosos naturales; este patrón se observó en diferentes partes del mundo (p. e., CHAPMAN, 2003, 2006; MOREIRA, 2006; CLYNICK *et al*., 2008; VASELLI *et al*., 2008; LAM *et al*., 2009; LEE *et al*., 2009; LEE & LI, 2013; MEGINA *et al*., 2013). Estas diferencias se deben principalmente a 1) la presencia de unas pocas especies vágiles (principalmente moluscos) que colonizan rápidamente los nuevos hábitats y 2) la ausencia de especies raras o poco abundantes (AGUILERA *et al*., 2014). Así mismo, se han encontrado diferencias tanto en el comportamiento como en las interacciones intra- e interespecíficas, debido sobre todo a la ausencia de microhábitats en los muros artificiales (BULLERI *et al*., 2004; CHAPMAN, 2006; MOREIRA *et al.*, 2007; CHAPMAN & BLOCKLEY, 2009; IVESA *et al*., 2010; MARTINS *et al*., 2010; KLEIN *et al*., 2011; PERKOL-FINKEL *et al*., 2012; AGUILERA *et al*., 2014); por ejemplo, la ausencia de grietas en los muros artificiales impide que los organismos ramoneadores encuentren refugio frente a condiciones ambientales adversas (WILLIAMS & MORRIT, 1995; MOREIRA *et al*., 2007; MARTINS *et al*., 2010;

AGUILERA & NAVARRETE, 2011); la falta de pequeñas charcas en los muros también es considerada como uno de los factores clave en la pérdida de diversidad de estas estructuras artificiales ya que también proporcionan refugio frente a factores de estrés tanto físicos como bióticos (CHAPMAN & BLOCKLEY, 2009; BROWNE & CHAPMAN, 2011; FIRTH *et al*., 2013, 2014). Es por ello que la presencia de microhábitats se revela como el factor clave para mejorar la heterogeneidad topográfica de estas estructuras, favoreciendo, de este modo, el asentamiento y la supervivencia de múltiples especies (MOREIRA *et al*., 2007; MARTINS *et al*., 2010; BURT *et al*., 2012; PERKOL-FINKEL *et al*., 2012). Por otra parte, algunos estudios apuntan que la disminución de la biodiversidad en los muros artificiales no es un fenómeno generalizado, si no que, por ejemplo, para algunas especies de peces, estas estructuras tienen un efecto positivo al funcionar como hábitats únicos e importantes debido a sus características estructurales (CLYNICK, 2007; CLYNICK *et al*., 2008; BURT *et al*., 2009b, 2011, 2012).

Antecedentes en las costas europeas y gallegas: la Ría de Ferrol

Hasta la fecha, se carece de estudios exhaustivos destinados a estudiar el impacto que tienen este tipo de estructuras en las costas atlánticas europeas, centrándose la mayoría de ellos en zonas del Mediterráneo, Australia y SE Asiático (BULLERI & CHAPMAN, 2004; CHAPMAN, 2006; LAM *et al*. 2009). En particular, la costa atlántica gallega se ha visto muy afectada por el desarrollo urbanístico costero debido al incremento de la población en los últimos años (DÍAZ-AGRAS *et al*., 2010; LOURIDO *et al*., 2010); ello ha provocado una fragmentación y pérdida de muchos hábitats naturales debido a la construcción de muros artificiales, pantalanes o instalaciones portuarias. En las rías gallegas estos muros son muy comunes, suelen ser totalmente verticales y estar construidos con bloques rectangulares de granito, que es uno de los componentes principales de la franja costera gallega.

La Ría de Ferrol se localiza en el NO de la Península Ibérica en la desembocadura del río Grande de Xubia en la provincia de A Coruña. Tiene una longitud total de 15 km y una anchura máxima de 3 km; presenta un rango mesolitoral de 2-4 metros típico de costas de tipo mesomareal (VILAS, 1989) y con mareas de tipo semidiurno puro (CARRACEDO, 2002). Es una Ría fuertemente urbanizada, que desde el siglo XVIII ha sufrido numerosos rellenos y construcciones relacionadas con las instalaciones necesarias para la industria naval y la propia Armada española (RODRÍGUEZ-VILASANTE, 2002), hasta alcanzar los 2,370.000 m^2 de rellenos y construcciones, lo

que supone aproximadamente el 12% de su superficie total; por ello, la presencia de muros artificiales es muy común en ella.

En cuanto a la biota de la Ría de Ferrol, el mesolitoral rocoso se caracteriza por la presencia de tres horizontes bien definidos; en la zona superior, se encuentra el horizonte de balánidos, en el que *Chthamalus montagui* Southward, 1976 y *C. stellatus* (Poli, 1791) son las especies más abundantes. En la zona media se encuentra el horizonte de *Mytilus galloprovincialis* Lamarck, 1819, donde este bivalvo presenta su mayor abundancia. En el nivel inferior se encuentra el horizonte algal, que dependiendo del grado de exposición al oleaje, estará definido por diferentes especies de macroalgas.

1.2.OBJETIVOS GENERALES

De acuerdo con los patrones observados en otras partes del mundo, cabe esperar que en la Ría de Ferrol la comunidad de invertebrados en muros artificiales, sea menos diversa que la presente en hábitats naturales (CHAPMAN, 2003; BULLERI & CHAPMAN, 2004). En este sentido, el estudio comparativo de la fauna de moluscos entre ambos hábitats sería de gran relevancia, debido a la importancia de las especies ramoneadoras en la estructura de las propias comunidades, precisamente en función de su efecto directo sobre el crecimiento de algas y otros organismos sésiles; además, algunos moluscos bivalvos aportan sustrato para otros moluscos y numerosos invertebrados.

A través de esta Tesis Doctoral se contrastará la hipótesis general mencionada por medio del estudio de la diversidad, abundancia, frecuencia de aparición y comportamiento de los moluscos mesolitorales en muros verticales de granito y sustratos naturales de granito en la urbanizada Ría de Ferrol. De esta manera, se pretende determinar si estos muros artificiales podrían funcionar o no como sustitutos de los hábitats naturales de naturaleza rocosa, es decir, si, en comparación a los sustratos naturales, albergan una biodiversidad similar y si los atributos de la misma (p. e., estructura de la comunidad) y el comportamiento de especies clave (p. e., moluscos ramoneadores como *Patella vulgata* Linnaeus, 1758) son equivalentes.

En concreto, los objetivos particulares perseguidos en esta Tesis Doctoral son los siguientes:

1) Determinar si la diversidad de moluscos en los hábitats artificiales (muros y diques) es menor que en los hábitats rocosos naturales.

2) Comprobar si existen diferencias en la abundancia y/o presencia (frecuencia de aparición) de las diferentes especies de moluscos entre hábitats artificiales y naturales.

3) Determinar si los hábitats naturales tendrán una mayor presencia de especies raras o poco frecuentes de moluscos que los hábitats artificiales.

4) Comprobar si existen diferencias en la composición faunística en los agregados de mejillones (*M. galloprovincialis*) entre hábitats artificiales y substratos rocosos naturales.

5) Determinar si los patrones de movimiento de *P. vulgata* difieren entre sustratos rocosos naturales verticales y muros artificiales, a través del estudio de las distancias recorridas durante las excursiones de forrajeo en relación al punto de partida, i. e., lugar de descanso ("home scar") y su fidelidad al mismo ("homing behaviour").

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

USC
UNIVERSIDADE
DE SANTIAGO
DE COMPOSTELA

Capítulo 2

Estudio comparativo de la diversidad y composición de la fauna de moluscos entre hábitats mesolitorales naturales y artificiales

USC
UNIVERSIDADE
DE SANTIAGO
DE COMPOSTELA

2.1. INTRODUCCIÓN

La costa gallega, en general, y la de las rías en particular, se encuentra hoy día sometida a un elevado grado de urbanización debido principalmente a la concentración de la población en estas áreas (DÍAZ-AGRAS *et al*., 2010; LOURIDO *et al*., 2010). Este hecho suele manifestarse en un incremento en el número de estructuras construidas en la línea de costa, tales como diques, espigones, pantalanes o puertos, que fragmentan o destruyen los hábitats costeros naturales, particularmente en la franja mesolitoral de las rías.

Entre las estructuras artificiales más frecuentes en las rías se encuentran diferentes tipos de muros y paredes verticales, construidos con diversos materiales tanto naturales como artificiales; tales muros tienen como finalidad proteger una determinada zona de la acción del mar y forman parte en ocasiones de otras estructuras como puertos, diques y espigones (BULLERI & CHAPMAN, 2010; CHAPMAN & UNDERWOOD, 2011). Estos muros, a diferencia de los hábitats rocosos naturales, suelen estar construidos verticalmente (o con una inclinación muy pronunciada) y son muy homogéneos en su apariencia externa, en contraste con la mayor heterogeneidad de los naturales, lo cual se refleja en un menor número de microhábitats que podrían ser colonizados por diversos organismos, como grietas u oquedades (BULLERI *et al*., 2005; MOREIRA *et al*., 2006). Por otra parte, la naturaleza y el tipo de material con el que se construyen estos muros condicionan directamente el tipo y la variedad de organismos que podrían asentarse en ellos (DAVIS *et al*., 2002; MOREIRA, 2006). Así, por ejemplo, en los muros construidos con bloques de piedra, las grietas que quedan entre estos bloques pueden aportar una mayor disponibilidad de microhábitats (CHAPMAN & BULLERI, 2003; MOREIRA *et al*., 2007); por el contrario, los construidos a partir de hormigón o cemento suelen presentar una superficie lisa, homogénea, con una menor variedad de refugios que aquellos construidos con superficies rugosas (MOREIRA *et al*., 2007). Por otro lado, los muros o diques elaborados a partir de materiales naturales como arcilla, madera o vegetación tendrán un impacto menor que aquellos construidos con hormigón (BURKETT *et al*., 2012). En el caso de las rías gallegas, los muros o diques mencionados suelen estar construidos en general con bloques de granitoides, que es el material con lo que generalmente están formados los hábitats rocosos naturales en gran parte de la costa occidental de Galicia; el tamaño y disposición de los bloques suele variar localmente, así como la extensión de los propios muros.

Aunque se realizaron estudios similares en otras zonas del mundo sobre el impacto de estas estructuras en la biota mesolitoral (CHAPMAN, 2003, BULLERI & CHAPMAN, 2004, LAM *et al*., 2009; LEE & LI, 2013; MEGINA *et al*., 2013), hasta ahora, el presente estudio es el primero centrado en la fauna de moluscos mesolitorales que habita en estos hábitats en las costas de Galicia. Además, es de destacar que, a diferencia de los estudios llevados a cabo en otras zonas del mundo, las costas gallegas presentan unos elevados rangos mareales (pudiendo alcanzar más de 4 metros de variación entre la bajamar y la pleamar). Por otro lado, el medio mesolitoral de las rías posee una patente variedad de hábitats naturales ocupados por una gran diversidad de flora y fauna (JUNOY & VIÉITEZ, 1990; TRONCOSO & URGORRI, 1991).

A primera vista, estos hábitats artificiales están colonizados por diversas algas e invertebrados; entre estos últimos, los moluscos, tanto sésiles como vágiles, son uno de los grupos más importantes en las comunidades mesolitorales en estas costas (DÍAZ-AGRAS *et al*., 2010), desempeñando algunos de ellos, como el bivalvo *Mytilus galloprovincialis* o el gasterópodo *Littorina littorea* (Linnaeus, 1758) (LINNAEUS, 1758, un papel clave en la economía gallega (ALBA, 2006). Además, *M. galloprovincialis* puede formar grandes agregados en el nivel medio del mesolitoral, lo cual aporta un hábitat que incrementa tanto la complejidad como la heterogeneidad (GUTIÉRREZ *et al*., 2003), albergando una gran variedad de organismos de distintos filos, particularmente especies de pequeño tamaño (SEED & SUCHANEK, 1992; PEAKE & QUINN, 1993; SVANE & SETYOBUDIANDI, 1996). Por otro lado, la presencia de estos agregados de bivalvos sedentarios condiciona a su vez las características de las poblaciones de otras especies de moluscos, particularmente de gasterópodos como lapas (*Patella* spp.) y caracoles (*Gibbula* spp., *Phorcus* spp.) (HAWKINS & HARTNOLL, 1982). Los gasterópodos también juegan un papel muy importante en estas comunidades de invertebrados; así, gasterópodos ramoneadores como las lapas controlan el crecimiento y distribución de distintas especies de algas (UNDERWOOD & JERKANOFF, 1981; STENECK & WATLING, 1982; UNDERWOOD, 1998) o impiden el crecimiento de pequeños organismos sésiles (DENLEY & UNDERWOOD, 1979). Además, algunas especies como *Patella rustica* Linnaeus, 1758 o *Nucella lapillus* (Linnaeus, 1758) (LINNAEUS, 1758) se utilizan como bioindicadores (GIBBS *et al*., 1987; LIMA *et al.*, 2007) e incluso los excrementos de algunos gasterópodos herbívoros pueden aumentar las tasas de crecimiento de las microalgas al ejercer de fertilizantes (CONNOR *et al*., 1982; MURPHY & TOLHURST, 2009). Por lo tanto, determinar la diversidad y estructura de las poblaciones de los moluscos en estas

estructuras artificiales es el primer paso para poder entender, en primera instancia, la estructura de las comunidades biológicas en estos hábitats, y en definitiva, poder determinar su valor como hábitats alternativos en el actual contexto del calentamiento global y la consecuente variación del nivel del mar (BROWNE & CHAPMAN, 2011; CHAPMAN & UNDERWOOD, 2011).

2.2. OBJETIVOS

Consecuentement, el objetivo que se pretende en este capítulo, es evaluar la diversidad, abundancia y frecuencia de aparición de los moluscos mesolitorales de hábitats artificiales (muros y diques) y naturales localizados en la Ría de Ferrol, altamente urbanizada y contaminada. Se realizará mediante el contraste experimental de las siguientes hipótesis, de acuerdo a lo esperado según los estudios previos realizados en otras partes del mundo:

a) La diversidad en los hábitats artificiales (muros y diques) será menor que en los hábitats rocosos naturales.
b) Habrá diferencias en la abundancia y/o presencia (frecuencia de aparición) de las diferentes especies de moluscos entre hábitats artificiales y naturales.
c) Los hábitats naturales tendrán una mayor presencia de especies raras o poco frecuentes que los hábitats artificiales.

2.3. MATERIAL Y MÉTODOS

2.3.1. Área de estudio

Para la realización de este estudio, se muestrearon cuatro localidades situadas en la zona media de la Ría de Ferrol (Figura 2.1), donde se encuentran muros verticales y sustratos duros naturales adyacentes lo suficientemente extensos para contrastar experimentalmente las hipótesis de partida. Se seleccionaron muros verticales construidos con bloques de granitoides de naturaleza similar a la del sustrato rocoso de la zona estudiada. La zona interna de la Ría no se muestreó debido a la ausencia de zonas rocosas naturales lo suficientemente extensas, motivado en gran medida por su elevada urbanización; así mismo, la zona exterior de la Ría tampoco se incluyó en este estudio, al no existir los muros verticales de granito necesarios para comparar con los sustratos naturales.

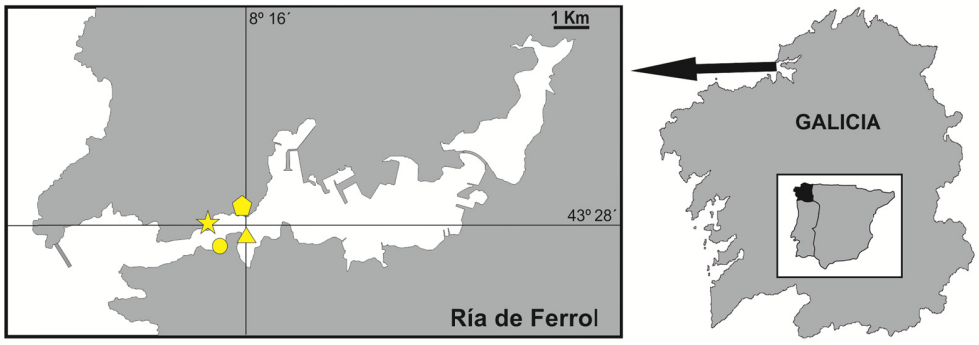


Fig. 2.1.- Localidades muestreadas: ☆ San Felipe, ⬠ O Vispón, ○ A Palma, △ A Redonda.

Los muestreos se realizaron a lo largo de los años 2008 y 2009, en verano (agosto 2008), otoño (noviembre 2008), invierno (febrero 2009) y primavera (mayo 2009). En cada una de las localidades estudiadas se muestrearon dos muros verticales (ART) y dos áreas de sustrato rocoso natural (NAT) próximos a los anteriores, y separados unos de otros entre 20 y 40 m, según cada localidad. En cada uno de los hábitats (muro vertical o sustrato rocoso) se escogieron tres niveles en la zona mesolitoral en función de los organismos sésiles dominantes en cada uno de ellos y que son característicos de la zona NW de la península Ibérica (ARRONTES *et al.*, 2004) (Figuras 2.2 y 2.3):

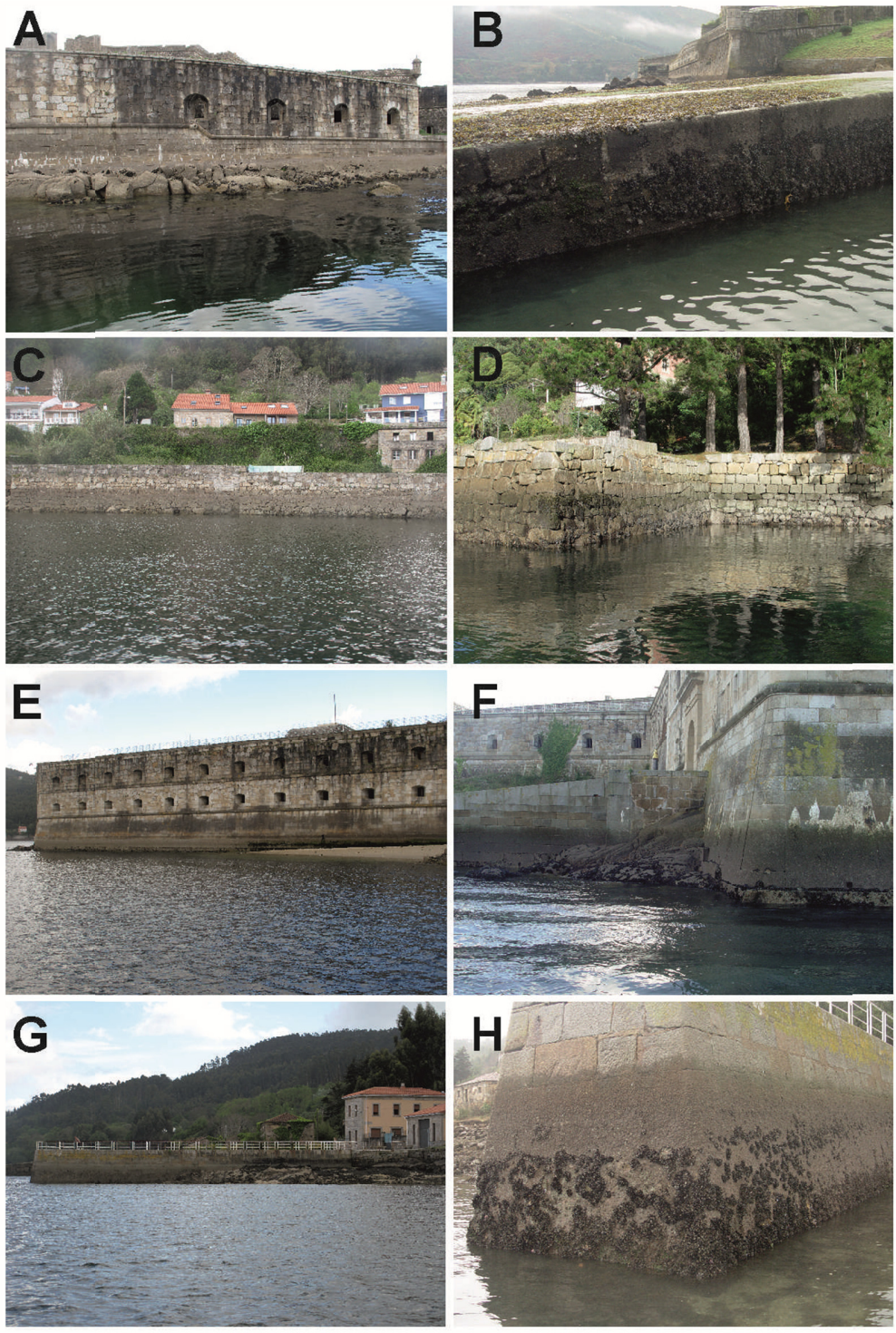


Fig. 2.2.- Muros verticales de las cuatro localidades muestreadas: A-B. San Felipe. C-D. O Vispón. E-F. A Palma. G-H. A Redonda.

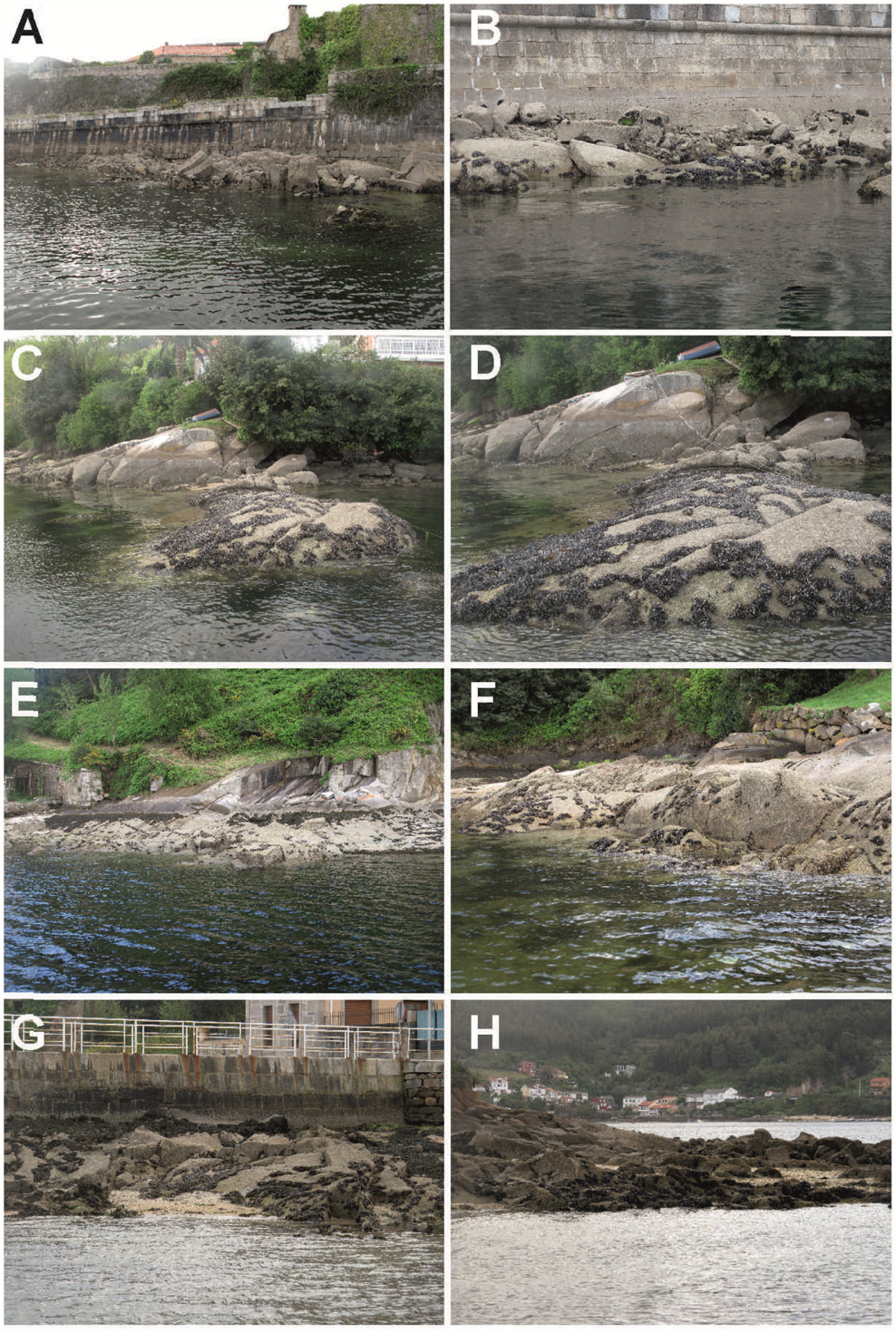


Fig.2.3.- Sustratos rocosos naturales de las cuatro localidades muestreadas: A-B. San Felipe. C-D. O Vispón. E-F. A Palma. G-H. A Redonda.

- Nivel supralitoral (3,5-3 m sobre el nivel cero de marea) definido por el límite de distribución superior del cirrípedo *Chthamalus* spp.;

- Nivel superior (2,5-2 m sobre el nivel cero de marea) definido por la zona con una mayor presencia de *Chthamalus* spp.;

- Nivel medio (2-1 m sobre el nivel cero de marea) definido por el cinturón del bivalvo *Mytilus galloprovincialis*.

La zona mesolitoral inferior (nivel de macroalgas) no fue muestreada ya que no estaba presente en todos los hábitats de todas las localidades.

En el nivel superior, la superficie de los bloques de los muros verticales estaba ocupada principalmente por cirrípedos del género *Chthamalus* (94,8 ± 3,21%; media ± desviación estándar), estando el resto de la superficie desocupada a simple vista (5,1 ± 3,27%); en el caso del sustrato rocoso natural las proporciones de *Chthamalus* spp. y espacio vacío fueron de 80,4 ± 4,87 % y 16,2 ± 4,20% respectivamente. En el caso del nivel medio, los bloques de los muros verticales estaban ocupados por *Chthamalus* spp. (92,3 ± 5,42 %) siendo el resto superficie desocupada (1,4 ± 1,06%); la cobertura del sustrato rocoso fue de 82,7 ± 8,90% en el caso de *Chthamalus* spp. y 14,7 ± 6,52% de espacio vacío. Por último, en el nivel inferior, la superficie de los bloques presentó una cobertura de *M. galloprovincialis* de 47 ± 4,98% y de *Chthamalus* spp. de 30,5 ± 3,60%; así mismo, el sustrato rocoso mostró una cobertura de *M. galloprovincialis* de 55,2 ± 10,95% y de *Chthamalus* spp. de 22,8 ± 3,76%.

Todas las localidades se encuentran situadas en la mitad interna del canal de la Ría de Ferrol y sometidas a condiciones similares de oleaje debido al intenso tráfico marítimo que soporta la zona. Por lo tanto, los dos tipos de hábitat en cada localidad sufren unas condiciones ambientales similares (grado de exposición solar, niveles de polución, salinidad, etc.) y distantes de los focos principales de vertidos urbanos de la Ría. Por otro lado, debido a que todos los muros artificiales presentes en la zona están construidos verticalmente, no se han podido comparar muros con distintos grados de inclinación; así mismo, en la Ría de Ferrol no existen zonas rocosas naturales verticales lo suficientemente extensas como para llevar a cabo el tipo de muestreo propuesto, por lo que no pudieron ser incluidos en este estudio y ser comparadas con los muros verticales; por lo tanto todos los sustratos naturales estudiados fueron horizontales.

2.3.2 Diseño del muestreo

En cada una de las localidades, se seleccionaron dos muros y dos áreas de sustrato rocoso (denominados a partir de ahora como sitios) (Figura 2.4) En cada sitio se muestrearon dos transectos en cada nivel de marea, cada uno de aproximadamente 5 metros de largo y separados ambos entre sí por 5-10 metros (CHAPMAN & BULLERI, 2003). En cada transecto se colocaron aleatoriamente cinco cuadrados de 20 cm de lado, separados entre sí al menos 50 cm y alejados como mínimo 5 cm de las posibles grietas presentes (CHAPMAN & BULLERI, 2002; BULLERI *et al.*, 2005; MOREIRA, 2006). En cada uno de los cuadrados, se contabilizó la abundancia de moluscos móviles. Para cada uno de los cuatro muestreos estacionales, los cuadrados fueron reposicionados aleatoriamente en cada uno de los sitios (Figura 2.5).

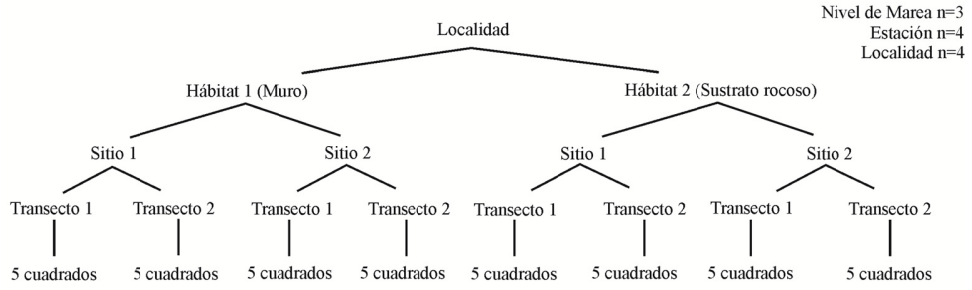


Fig. 2.4.- Diseño experimental del muestreo.

2.3.3 Análisis de datos

Para contrastar la hipótesis de que las comunidades de moluscos móviles serán diferentes entre el hábitat natural (NAT) y el hábitat artificial (ART), se utilizó el análisis permutacional de la varianza (PERMANOVA; MCARDLE & ANDERSON, 2001; ANDERSON, 2005); para ello previamente se determinaron los valores del índice de similitud de Bray-Curtis para cada comparación de dos muestras (cuadrados), a partir de la matriz de los datos de abundancia sin transformar, resultando en una matriz de similitud triangular. Los datos de abundancia no fueron transformados ya que la hipótesis de este estudio no necesita la reducción aleatoria de la influencia de las especies dominantes en los resultados.

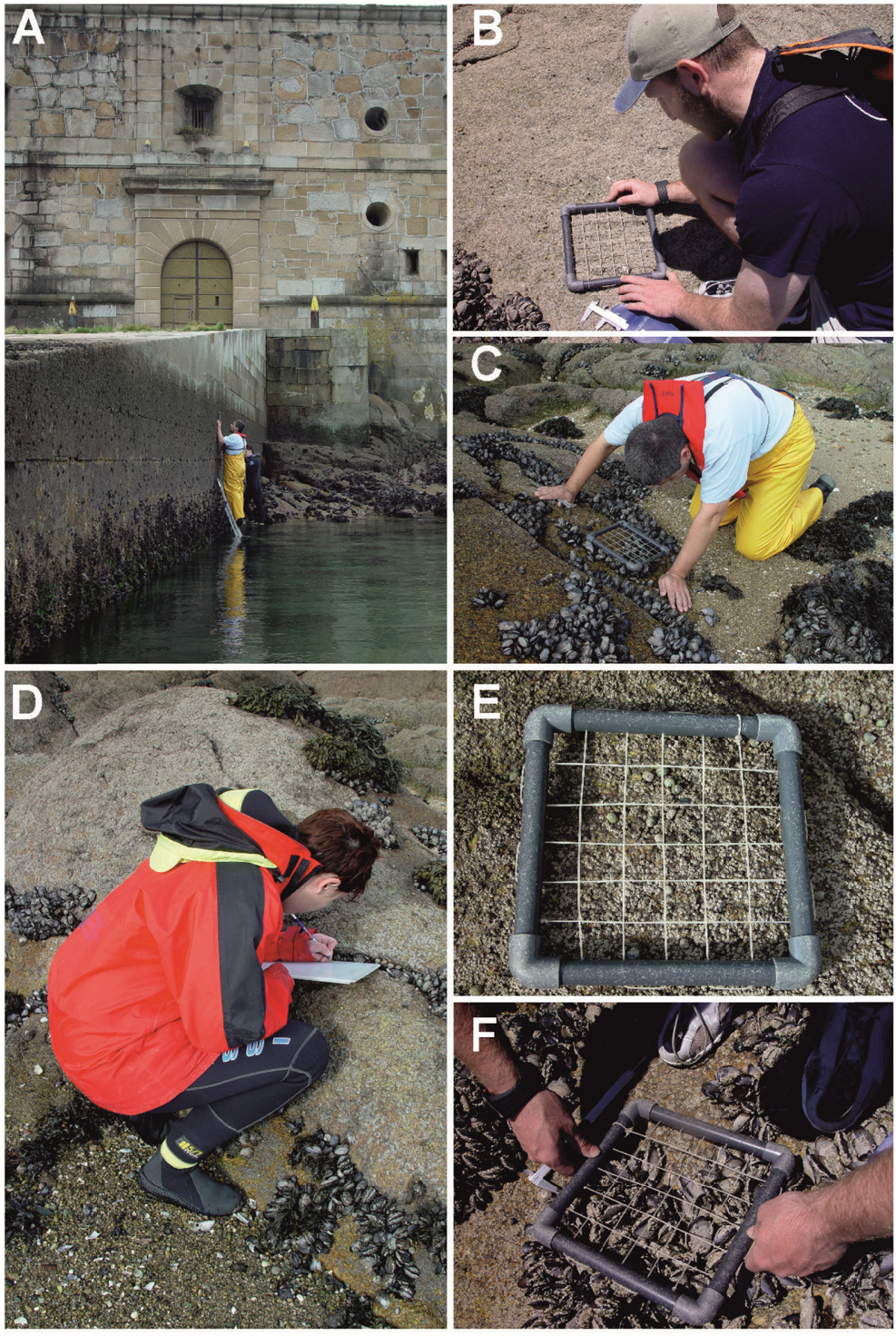


Fig. 2.5.- Metodología empleada para la realización de los muestreos. A-C. Utilización de los cuadrados de muestreos en distintos niveles del mesolitoral. D. Tablillas empleadas para la toma de datos. E-F. Detalle de los cuadrados de muestreo.

Para la realización de este análisis, se consideraron tres factores: hábitat (factor fijo, con dos niveles: NAT y ART), sitio (factor aleatorio y anidado en hábitat, con dos niveles) y transecto (factor aleatorio y anidado en hábitat y sitio, con dos niveles). Es necesario tener en cuenta que, potencialmente, las comunidades de las cuatro localidades pueden ser distintas unas de otras, por lo que no fueron comparadas entre sí (CHAPMAN & BULLERI, 2003). Del mismo modo, no se incluyó el factor tiempo (estación del año) ya que nuestra hipótesis de trabajo se fundamenta en que existirán diferencias entre los dos hábitats independientemente de la estación del año y porque las poblaciones del mesolitoral varían *a priori* a lo largo del año dentro del mismo hábitat. Por lo tanto, los análisis fueron realizados por separado para cada localidad y combinación de estación del año y nivel de marea, debido a que en este último caso la composición faunística difiere entre distintos niveles de marea dentro del mismo hábitat.

Así mismo, se procedió a realizar una ordenación de las muestras mediante escalamiento multidimensional no métrico (nMDS) basado en la matriz triangular de similitud generada anteriormente, resultando en un gráfico que muestra de forma visual la afinidad entre muestras; estos análisis se realizaron separadamente en cada localidad para cada combinación de cada nivel de marea muestreado (superior, medio e inferior) y estación del año (verano, otoño, primavera e invierno).

Para la realización de los análisis mencionados se empleó el paquete estadístico PRIMER 6-PERMANOVA+ (Plymouth Marine Laboratory, Reino Unido; CLARKE & WARWICK, 1994).

Los valores de abundancia de cada especie de molusco móvil, así como el total de especies presentes en cada cuadrado de muestreo, fueron comparadas entre los dos hábitats (natural *vs* artificial) para cada una de las localidades usando el análisis de la varianza (ANOVA de tres factores) contrastando así, los efectos del hábitat (factor fijo), sitio (factor aleatorio, anidado en hábitat) y transecto (factor aleatorio, anidado en hábitat y sitio). ANOVA es un análisis robusto, a pesar de una potencial heterogeneidad de las varianzas, cuando el número de réplicas es elevado y el tamaño de las muestras es igual (UNDERWOOD, 1997). Se utilizó el test de Cochran (C) para comprobar la homogeneidad de las varianzas antes de cada análisis; los datos de abundancia fueron transformados cuando dicho análisis ofreció resultados significativos. En el caso de que no se lograse la homogeneidad de las varianzas, los datos fueron analizados sin transformar reduciendo proporcionalmente el valor de

probabilidad de aceptación/rechazo de la hipótesis nula (p. e., si C resultó significativo al 5% de probabilidad –p< 0,05– la probabilidad de ANOVA se redujo consecuentemente al 1% –p< 0,01–). Nuevamente, los análisis fueron realizados por separado para cada localidad y para cada combinación de nivel de marea y estación del año. En el caso de que los resultados obtenidos con el ANOVA fuesen significativos, se utilizó la prueba *a posteriori* de Student-Newman-Keuls (SNK) para comparar las medias y determinar así dónde radicaban las diferencias, es decir entre qué niveles de cada factor.

Para comparar la frecuencia de aparición de cada especie entre los dos hábitats, se utilizaron los datos de presencia/ausencia de cada especie en cada una de las cuatro localidades, considerando cada combinación de nivel de marea y estación del año (n=40; CHAPMAN, 2006). Estos datos fueron comparados a través de la prueba χ^2 partiendo de una hipótesis nula que supone que no habría diferencias significativas entre hábitats.

2.3.4. Comparación de la frecuencia de aparición entre hábitats

Aunque el muestreo cuantitativo empleado anteriormente es considerado como adecuado para determinar la posible existencia de diferencias espaciales en hábitats mesolitorales (UNDERWOOD, 1981; UNDERWOOD & CHAPMAN, 1998; CHAPMAN & BULLERI, 2003; CHAPMAN, 2006), este tipo de muestreo puede pasar por alto especies poco frecuentes o de distribución irregular; por lo tanto, para conocer la presencia o frecuencia de aparición de estas especies fue necesario utilizar una metodología diferente, donde el esfuerzo de muestreo fuese mayor y por lo tanto más exhaustivo. Así, en el verano de 2009, los niveles medio e inferior del mesolitoral de cada uno de los hábitats de las cuatro localidades fue muestreado nuevamente, colocando 100 cuadrados de 20 cm de lado en cada uno de ellos (CHAPMAN, 2003, 2006). Se contabilizó únicamente la presencia/ausencia de cada una de las especies de moluscos móviles en cada localidad en cada uno de los hábitats para cada nivel de marea. El nivel mesolitoral superior fue excluido del muestreo por el bajo número de especies presentes en los dos hábitats.

De forma similar a los análisis realizados en el apartado anterior, para estudiar las posibles diferencias en las frecuencias de aparición de cada especie entre los dos hábitats por cada nivel de marea, se utilizó la prueba χ^2, con n=200 para cada comparación en cada localidad.

2.4. RESULTADOS

2.4.1. Muestreo cuantitativo (verano 2008–primavera 2009)

En total, se encontraron 14 especies de moluscos móviles en los dos hábitats de las cuatro localidades estudiadas (Tabla 2.1). Estas incluyen un poliplacóforo, doce prosobranquios y un heterobranquio, pertenecientes a las familias Acanthochitonidae (*Acanthochitona fascicularis* (Linnaeus, 1767)), Patellidae (*Patella vulgata* Linnaeus, 1758), Lottiidae (*Tectura virginea* (Müller, 1776)), Trochidae (*Gibbula umbilicalis* (da Costa, 1778) y *Phorcus lineatus* (da Costa, 1778)), Calliostomatidae (*Calliostoma zizyphinum* (Linnaeus, 1758)), Littorinidae (*Littorina littorea* (Linnaeus, 1758), *L. obtusata* (Linnaeus, 1758), *L. saxatilis* (Olivi, 1792) y *Melarhaphe neritoides* (Linnaeus, 1758)), Muricidae (*Ocenebra erinaceus* (Linnaeus, 1758) y *Nucella lapillus* (Linnaeus, 1758)), Nassariidae (*Nassarius reticulatus* (Linnaeus, 1758)) y Onchidiidae (*Onchidella celtica* (Cuvier, 1817)). De estas, nueve especies estaban presentes en los dos hábitats y cinco sólo se encontraron en uno de ellos; de estas cinco, cuatro sólo se encontraron en ART (*A. fascicularis*, *T. virginea*, *C. zizyphinum* y *O. celtica*) mientras que solamente una se encontró en NAT (*O. erinaceus*) (LINNAEUS, 1767; LINNAEUS, 1758; MÜLLER, 1776; DA COSTA, 1778; OLIVI, 1792; CUVIER, 1817).

Tabla 2.1.- Número medio de cuadrados por localidad en los que se encontró cada una de las especies de moluscos vágiles. ART. Muro vertical. NAT. Sustrato rocoso. V. Verano. O. Otoño. I. Invierno. P. Primavera.

		Nivel Superior		Nivel Medio		Nivel Bajo	
Taxón		**ART**	**NAT**	**ART**	**NAT**	**ART**	**NAT**
Clase Polyplacophora							
Familia Acanthochitonidae Pilsbry, 1893							
Acanthochitona fascicularis (Linnaeus, 1767)	**V**	-	-	-	-	-	-
	O	-	-	-	-	0,12	-
	I	-	-	-	-	0,12	-
	P	-	-	-	-	-	-
Clase Gastropoda							
Familia Patellidae Rafinesque, 1815							
Patella vulgata (Linnaeus, 1758)	**V**	2,62	0,87	7,62	5,5	6,37	7,62
	O	2,12	0,12	7	5,37	5,75	7,75
	I	3,5	0,12	7,25	8,75	7,12	9,12
	P	2,87	0,5	8	7,12	7,25	6,5

Familia Lottiidae Gray, 1840							
Tectura virginea (Müller, 1776)	**V**	-	-	-	-	-	-
	O	-	-	-	-	0,12	-
	I	-	-	-	-	-	-
	P	-	-	-	-	-	-
Familia Trochidae Rafinesque, 1815							
Gibbula umbilicalis (da Costa, 1778)	**V**	0,25	-	3,25	0,12	7,87	8
	O	-	-	3,62	0,62	8,62	8,87
	I	0,12	-	2,5	1	8,75	8,5
	P	0,62	-	4,75	0,5	9,62	8,87
Phorcus lineatus (da Costa, 1778)	**V**	0,25	0,25	0,75	2,75	0,5	6,25
	O	0,12	0,12	0,62	2	0,12	3,37
	I	0,12	-	1,25	0,12	0,25	0,25
	P	0,5	1,25	0,75	4,25	1,62	4,12
Familia Calliostomatidae Thiele, 1924							
Calliostoma zizyphinum (Linnaeus, 1758)	**V**	-	-	-	-	0,12	-
	O	-	-	-	-	-	-
	I	-	-	-	-	-	-
	P	-	-	-	-	0,25	-
Familia Littorinidae Children, 1834							
Littorina littorea (Linnaeus, 1758)	**V**	-	-	-	-	-	2,12
	O	-	-	0,12	0,12	0,5	5,5
	I	-	-	-	-	-	6,25
	P	-	-	-	-	0,12	4,25
Littorina obtusata (Linnaeus, 1758)	**V**	-	-	0,12	0,12	0,37	0,37
	O	-	-	-	0,37	0,5	-
	I	0,12	-	0,5	2,37	0,12	0,37
	P	-	-	0,12	-	0,12	0,25
Littorina saxatilis (Olivi, 1792)	**V**	6,37	7,87	4,25	6,5	0,87	0,62
	O	7,5	9,25	7	8,37	1,37	2,37
	I	8,12	8	7,25	8,75	0,12	1,37
	P	7,37	9,5	8,5	9,5	1,62	2,62
Melarhaphe neritoides (Linnaeus, 1758)	**V**	0,75	1,12	-	-	-	-
	O	6,75	5,5	0,75	-	0,12	-
	I	7,5	7,5	0,87	0,75	-	0,25
	P	7,5	6,5	1	1,37	-	0,12
Familia Muricidae Rafinesque, 1815							
Ocenebra erinaceus (Linnaeus, 1758)	**V**	-	-	-	-	-	-
	O	-	-	-	-	-	-

	I	-	-	-	-	-	0,12
	P	-	-	-	-	-	-
Nucella lapillus (Linnaeus, 1758)	**V**	-	-	0,25	-	2,25	0,75
	O	-	-	0,25	-	4,25	1,62
	I	-	-	-	-	4,37	1,25
	P	-	-	0,62	-	2,87	1,87
Familia Nassariidae Iredale, 1916							
Nassarius reticulatus (Linnaeus, 1758)	**V**	-	-	-	-	0,25	-
	O	-	-	-	-	-	0,37
	I	-	-	-	-	-	0,37
	P	-	-	-	-	0,12	-
Familia Onchidiidae Rafinesque,1916							
Onchidiella celtica (Cuvier, 1817)	**V**	-	-	0,12	-	-	-
	O	-	-	-	-	-	-
	I	-	-	-	-	-	-
	P	-	-	-	-	-	-

A continuación, se desglosan en cada localidad de muestreo los resultados de los diferentes análisis descritos en la sección anterior en esta fase del estudio.

2.4.1.1. A Palma

Nivel superior

Los resultados del análisis nMDS (Figura 2.6) no mostraron diferencias entre los dos hábitats en ninguna de las estaciones del año muestreadas. Sin embargo, el análisis PERMANOVA (Tablas 2.2-2.5), detectó diferencias significativas a nivel de transecto en verano (Pseudo F= 4,8; p< 0,01), otoño (Pseudo F= 4,7; p< 0,01) e invierno (Pseudo F= 2,4; p< 0,01); las pruebas *a posteriori* mostraron diferencias significativas en estas estaciones a nivel de transecto (ART y NAT), tanto en los muestreos de verano como de invierno, mientras que en el muestreo de otoño sólo aparecieron en uno de los sitios (ART).

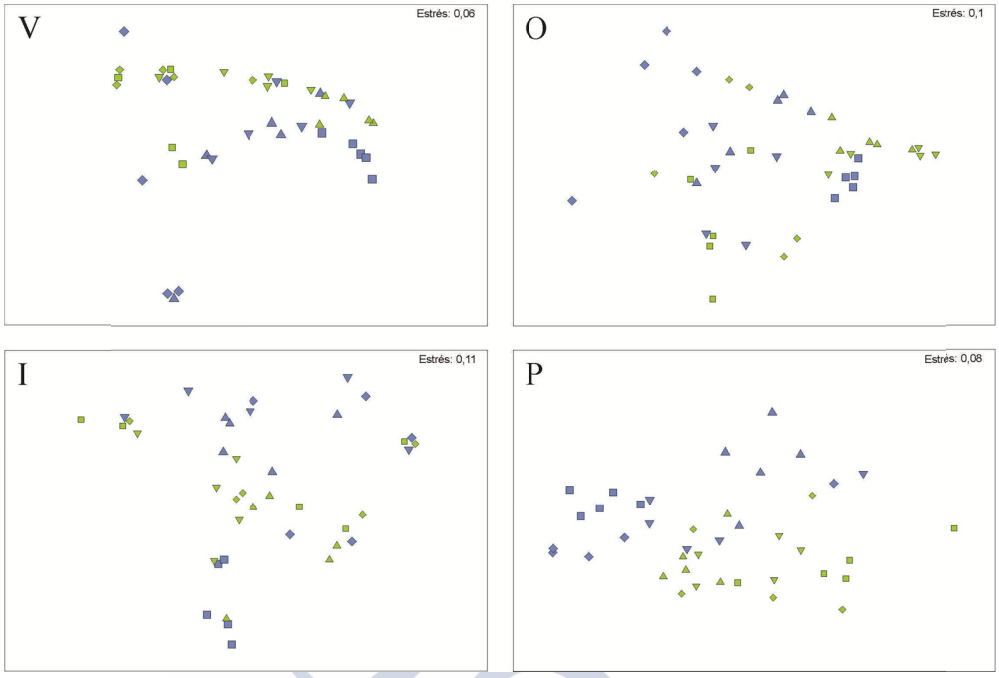


Fig. 2.6.- Resultados de los análisis nMDS para el nivel superior de la localidad de A Palma. V, Verano. O, Otoño. I, Invierno. P, Primavera. ▲ ART 1 réplicas 1-5; ▼ART 1 réplicas 6-10; ■ ART 2 réplicas 1-5; ◆ ART 2 réplicas 6-10; ▲ NAT 1 réplicas 1-5; ▼ NAT 1 réplicas 6-10; ■ NAT 2 réplicas 1-5; ◆NAT 2 réplicas 6-10.

Los análisis ANOVA para el número de especies (Figura 2.7) solamente mostraron diferencias significativas entre hábitats en invierno ($F= 21,2$; $p< 0,05$), mientras que en primavera, las diferencias se encontraron a nivel de sitio ($F= 15,4$; $p< 0,05$) (Tablas 2.6-2.9). En cuanto a la abundancia total (Figura 2.8), los análisis ANOVA (Tablas 2.10-2.13) únicamente mostraron diferencias significativas a nivel de sitio en primavera ($F= 12,6$; $p< 0,05$) y a nivel de transecto en los muestreos de verano ($F= 24,2$; $p< 0,01$), otoño ($F= 7,6$; $p< 0,01$) e invierno ($F= 9,9$; $p< 0,01$). La abundancia de *L. saxatilis* mostró diferencias significativas a nivel de sitio en primavera ($F= 24,4$; $p< 0,01$) y a nivel de transecto en verano ($F= 14,1$; $p< 0,01$), otoño ($F= 12,1$; $p< 0,01$) e invierno ($F= 8,9$; $p< 0,01$), pero estas diferencias no fueron consistentes entre estaciones (Figura 2.9, tablas 2.14-2.17). Igualmente, *M. neritoides* tampoco mostró diferencias significativas consistentes; así, en primavera las diferencias se dieron a nivel de hábitat ($F= 470,2$; $p< 0,01$) y de transecto ($F= 7,2$; $p< 0,01$), en otoño a nivel de sitio ($F= 7,0$; $p< 0,05$) y en invierno a nivel de transecto ($F= 6,5$; $p< 0,01$) (Figura 2.10, tablas 2.18-2.20). La lapa *P. vulgata*, a diferencia de las dos especies anteriores, no mostró diferencias en ninguno de los cuatro muestreos (Figura 2.11).

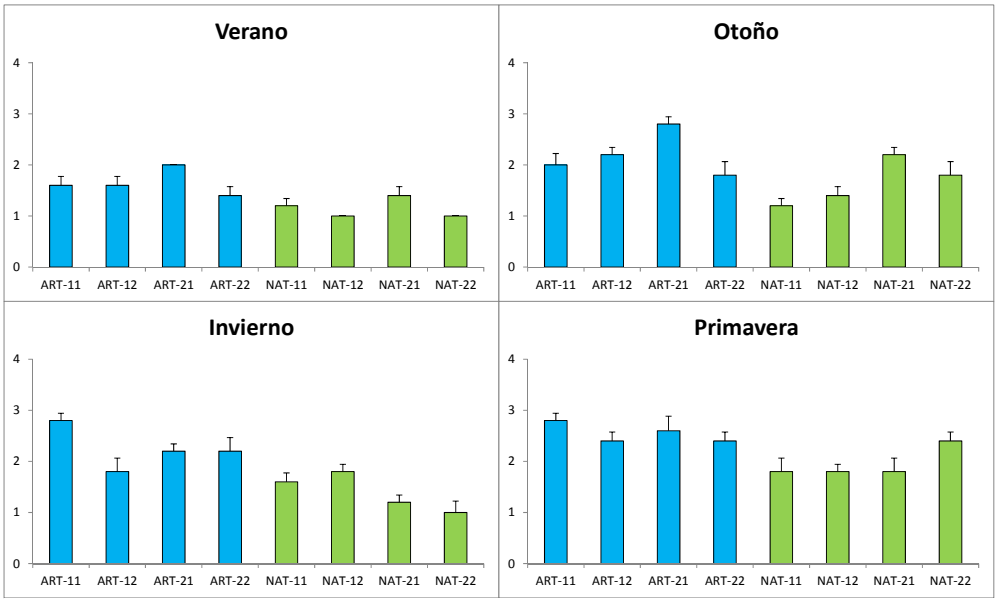


Fig. 2.7.- Media (+ error estándar) del número de especies en cada uno de los transectos (n=5) en el nivel superior de la localidad de A Palma para cada una de las cuatro estaciones del año.

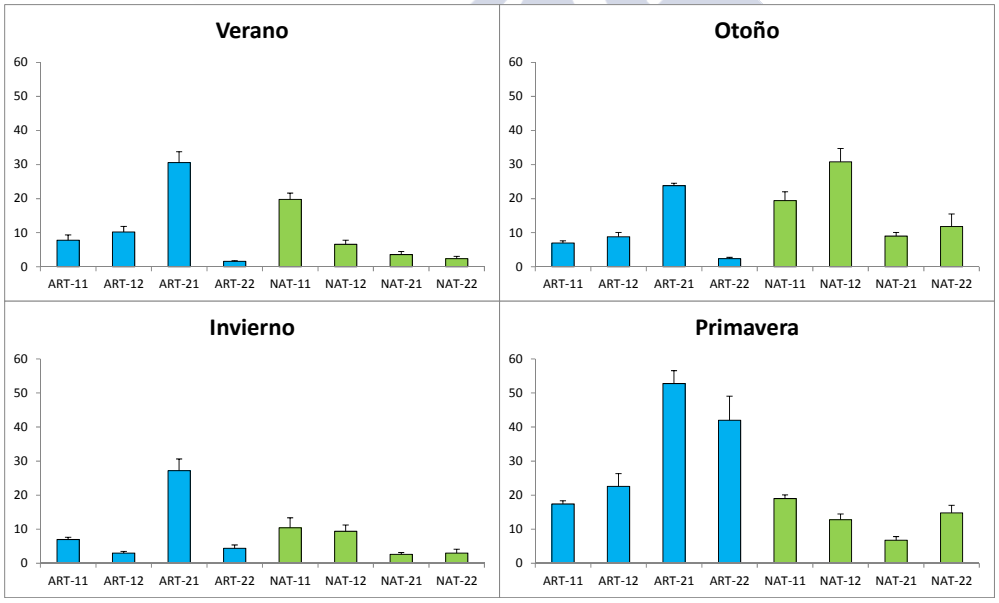


Fig. 2.8.- Media (+ error estándar) de la abundancia total en cada uno de los transectos (n=5) en el nivel superior de la localidad de A Palma para cada una de las cuatro estaciones del año.

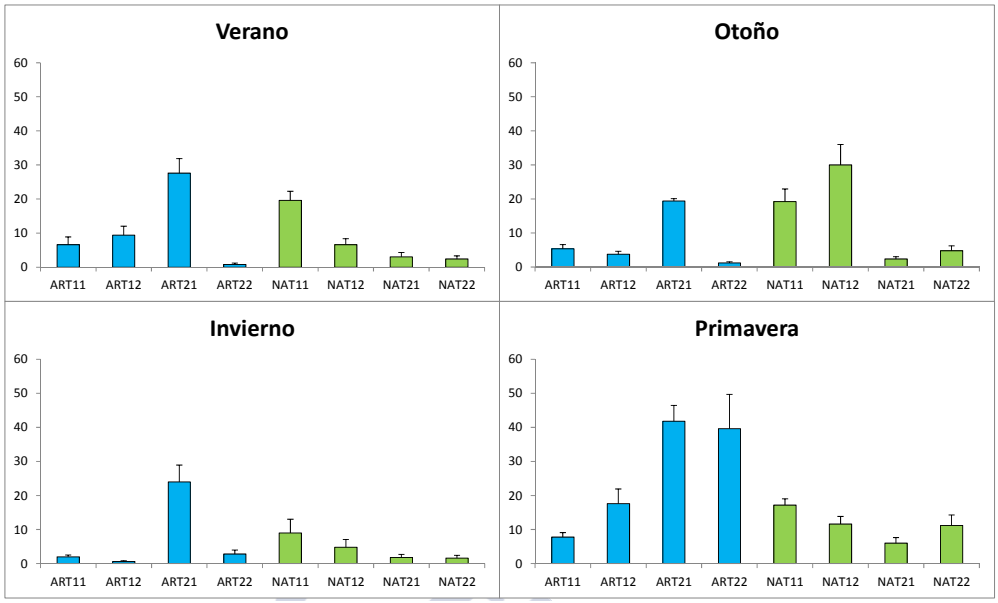


Fig. 2.9.- Media (+ error estándar) de la abundancia de *L. saxatilis* en cada uno de los transectos (n=5) en el nivel superior de la localidad de A Palma para cada una de las cuatro estaciones del año.

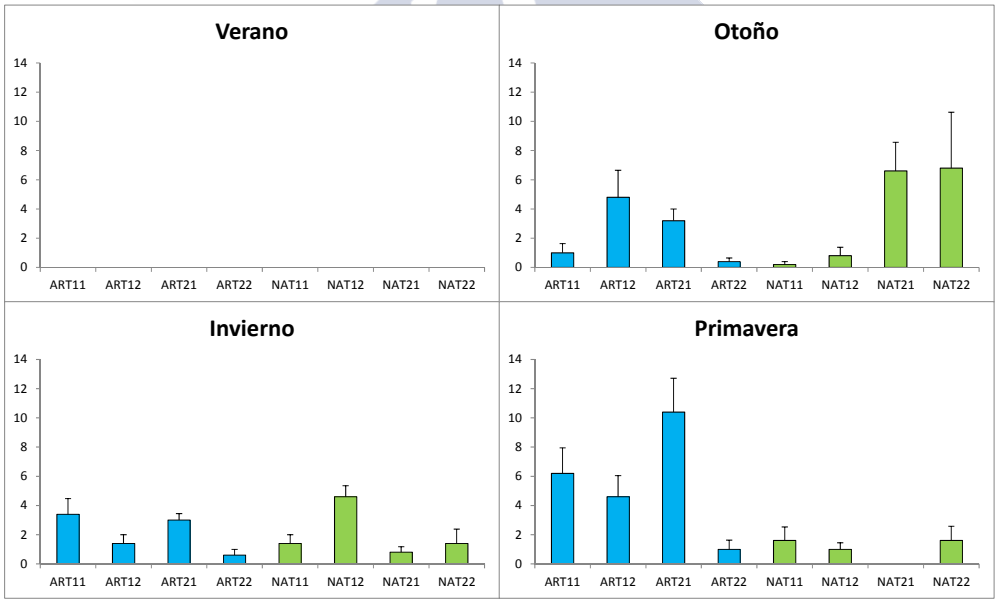


Fig. 2.10.- Media (+ error estándar) de la abundancia de *M. neritoides* en cada uno de los transectos (n=5) en el nivel superior de la localidad de A Palma para cada una de las cuatro estaciones del año.

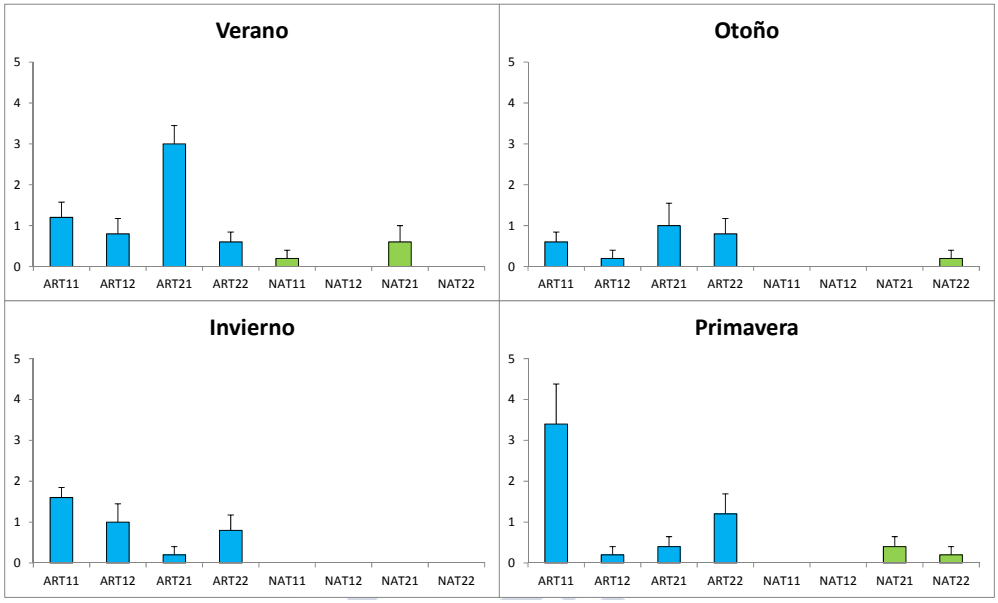


Fig. 2.11.- Media (+ error estándar) de la abundancia de *P. vulgata* en cada uno de los transectos (n=5) en el nivel superior de la localidad de A Palma para cada una de las cuatro estaciones del año.

En cuanto a los análisis de presencia/ausencia (prueba χ^2), *P. vulgata* tuvo una mayor presencia en ART que en NAT en todas las estaciones; *M. neritoides* mostró una mayor presencia en ART solamente en primavera, al contrario que *P. lineatus*, que en el mismo muestreo mostró una mayor presencia en NAT (Tablas 2.21-2.24).

Nivel medio

Los análisis nMDS de este nivel (Figura 2.12) no mostraron diferencias en ninguno de los cuatro muestreos realizados; solamente en verano parecen existir dos grupos de muestras definidas, formados respectivamente por las muestras de ART y las de NAT; sin embargo, el análisis PERMANOVA (Tablas 2.25-2.28) no detectó diferencias significativas a nivel de hábitat pero sí a nivel de sitio en primavera (Pseudo F= 3,4; p< 0,05) y a nivel de transecto en verano (Pseudo F= 2,0; p< 0,05), otoño (Pseudo F= 2,3; p< 0,01), invierno (Pseudo F= 2,2; p< 0,05) y primavera (Pseudo F= 2,5; p< 0,01). Estas diferencias a nivel de transecto no mostraron ningún patrón consistente ya que algunas veces estas diferencias se encontraban entre transectos en ART y otras en NAT.

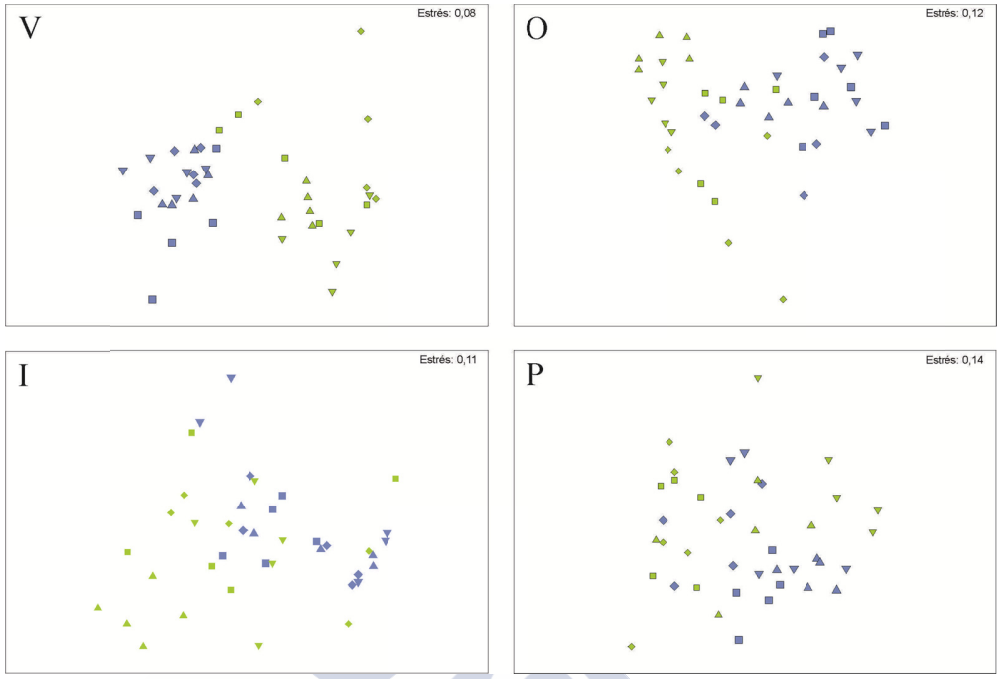


Fig. 2.12.- Resultados de los análisis nMDS para el nivel medio de la localidad de A Palma. V, Verano. O, Otoño. I, Invierno. P, Primavera.

Los análisis ANOVA para el número de especies (Figura 2.13) mostraron únicamente diferencias significativas a nivel de hábitat en verano ($F= 49$; $p< 0,05$), a nivel de sitio en primavera ($F= 9,9$; $p< 0,05$) y a nivel de transecto en invierno ($F= 3,2$; $p< 0,05$) (Tablas 2.29-2.32). Los análisis ANOVA realizados sobre la abundancia total (Figura 2.14; Tablas 2.33-2.36) mostraron diferencias significativas a nivel de hábitat únicamente en primavera ($F= 58,0$; $p<0,05$) y a nivel de transecto en otoño ($F= 10,3$; $p< 0,01$), invierno ($F= 7,1$; $p< 0,01$) y primavera ($F= 2,7$; $p< 0,05$), sin detectarse un patrón consistente en ellas. En cuanto a la abundancia de especies, los análisis ANOVA indicaron que *L. saxatilis* (Figura 2.15) mostró diferencias significativas a nivel de sitio en otoño ($F= 8$; $p< 0,05$) y a nivel de transecto en verano ($F= 2,9$; $p< 0,05$) e invierno ($F= 4,9$; $p< 0,01$); las diferencias a nivel de transecto se encontraron siempre en ART (Tablas 2.37-2.40). El litorínido *M. neritoides* presentó una abundancia muy baja en todos los muestreos (Figura 2.16) y no mostró diferencias significativas en ninguna de las estaciones. Por el contrario, *P. vulgata* (Figura 2.17) presentó diferencias a nivel de hábitat y transecto en verano ($F= 168,2$; $p< 0,01$ y $F= 7,6$; $p< 0,01$ respectivamente) y a nivel de transecto en primavera ($F= 4,3$; $p< 0,01$); una vez más, los resultados de la prueba SNK no resaltaron un patrón consistente en las diferencias ni en el tiempo ni entre transectos (Tablas 2.41-2.44). El tróquido *G.*

umbilicalis (Figura 2.18) mostró diferencias significativas entre hábitats en verano ($F= 1225$; $p< 0,01$) y entre transectos en otoño ($F= 2,8$; $p< 0,05$) y primavera ($F= 3,4$; $p< 0,05$), pero ninguna de ellas reflejó un patrón consistente (Tablas 2.45-4.48). Por otro lado, *P. lineatus* (Figura 2.19) únicamente mostró diferencias significativas a nivel de hábitat en otoño ($F= 289$; $p< 0,01$) y de sitio en verano ($F= 50$; $p< 0,01$), invierno ($F= 9$; $p< 0,05$) y primavera ($F= 50$; $p< 0,01$); no obstante, los resultados del test SNK tampoco revelaron un patrón definido en cuanto a la dirección de las diferencias (Tablas 2.49-2.52).

El análisis de presencia/ausencia (prueba χ^2) no mostró diferencias consistentes en los cuatro muestreos para ninguna de las especies estudiadas. Así, *L. saxatilis* tuvo una mayor presencia en NAT durante verano y otoño; *P. lineatus* también mostró una mayor presencia en este hábitat, pero durante invierno y primavera. Por el contrario, *P. vulgata* mostró una mayor presencia en ART en verano, otoño y primavera, al igual que *G. umbilicalis* (Tablas 2.53-2.56).

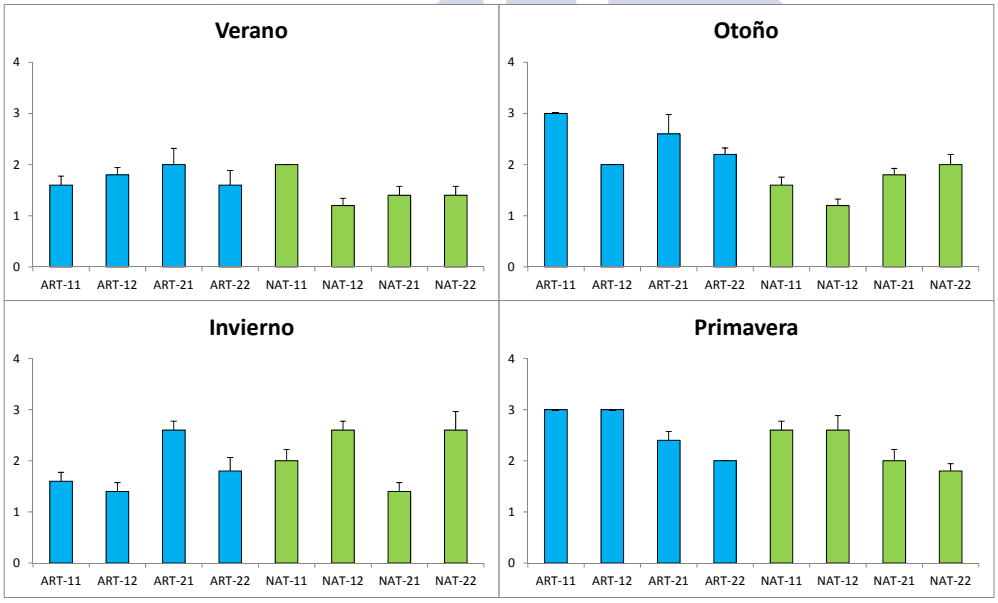


Fig. 2.13.- Media (+ error estándar) del número de especies en cada uno de los transectos (n=5) en el nivel medio de la localidad de A Palma para cada una de las cuatro estaciones del año.

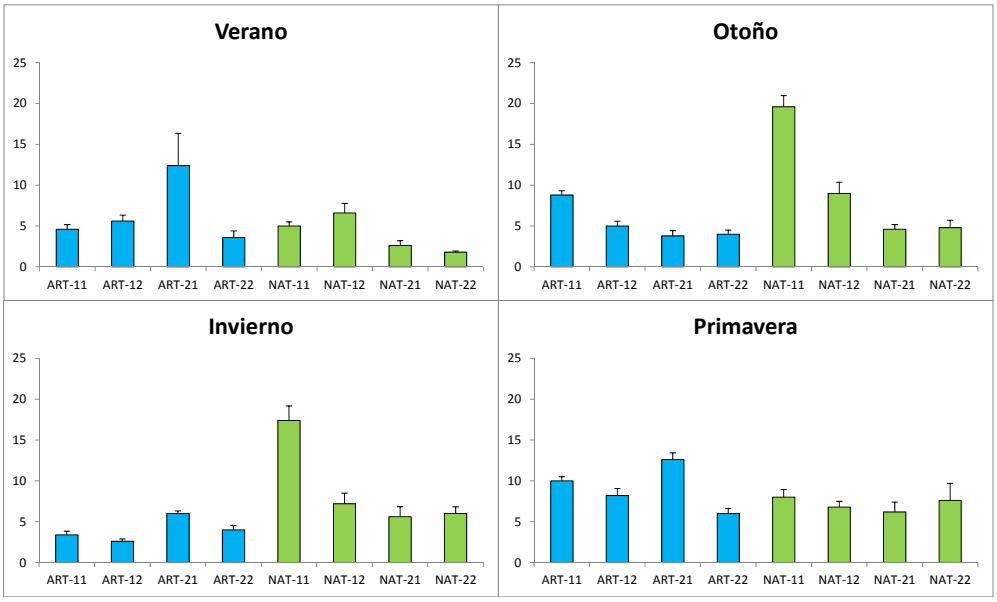


Fig. 2.14.- Media (+ error estándar) de la abundancia total en cada uno de los transectos (n=5) en el nivel medio de la localidad de A Palma para cada una de las cuatro estaciones del año.

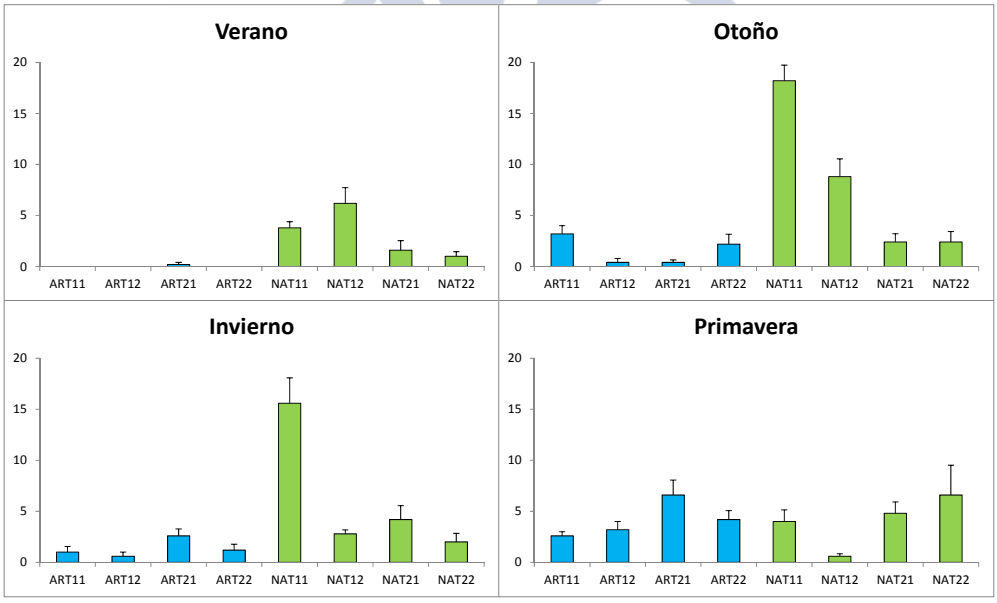


Fig. 2.15.- Media (+ error estándar) de la abundancia de *L. saxatilis* en cada uno de los transectos (n=5) en el nivel medio de la localidad de A Palma para cada una de las cuatro estaciones del año.

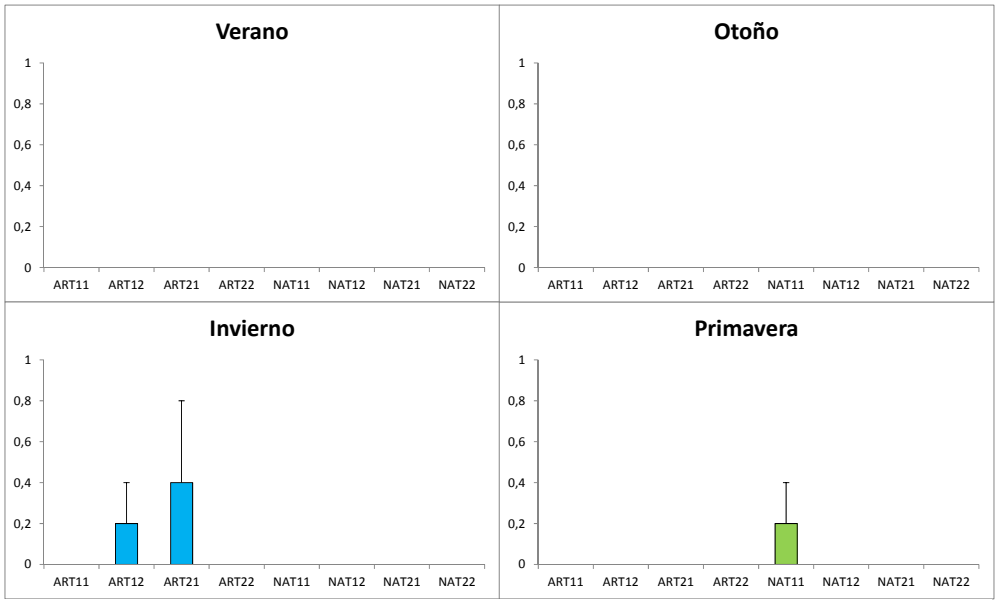


Fig. 2.16.- Media (+ error estándar) de la abundancia de *M. neritoides* en cada uno de los transectos (n=5) en el nivel medio de la localidad de A Palma para cada una de las cuatro estaciones del año.

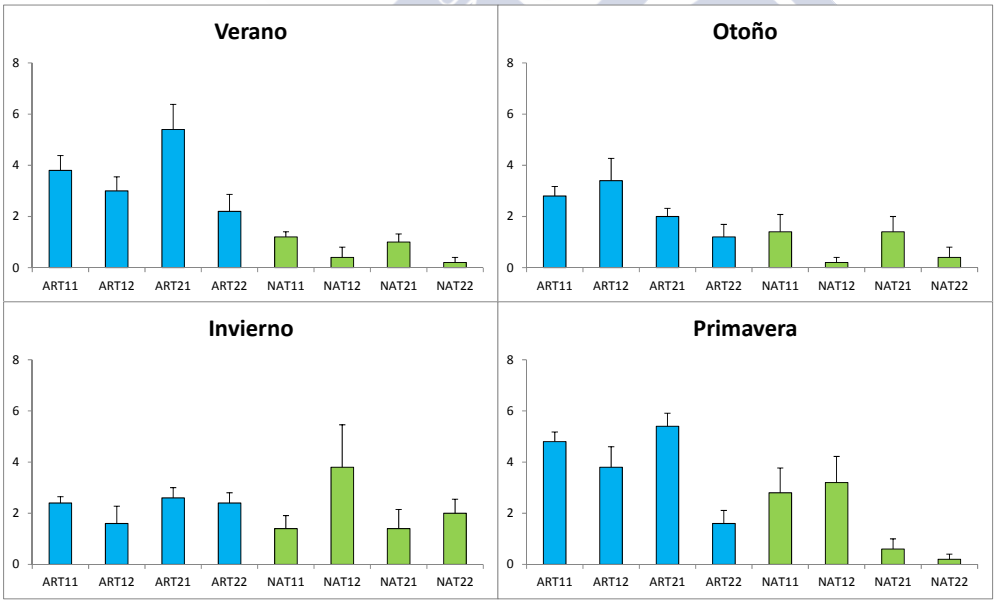


Fig. 2.17.- Media (+ error estándar) de la abundancia de *P. vulgata* en cada uno de los transectos (n=5) en el nivel medio de la localidad de A Palma para cada una de las cuatro estaciones del año.

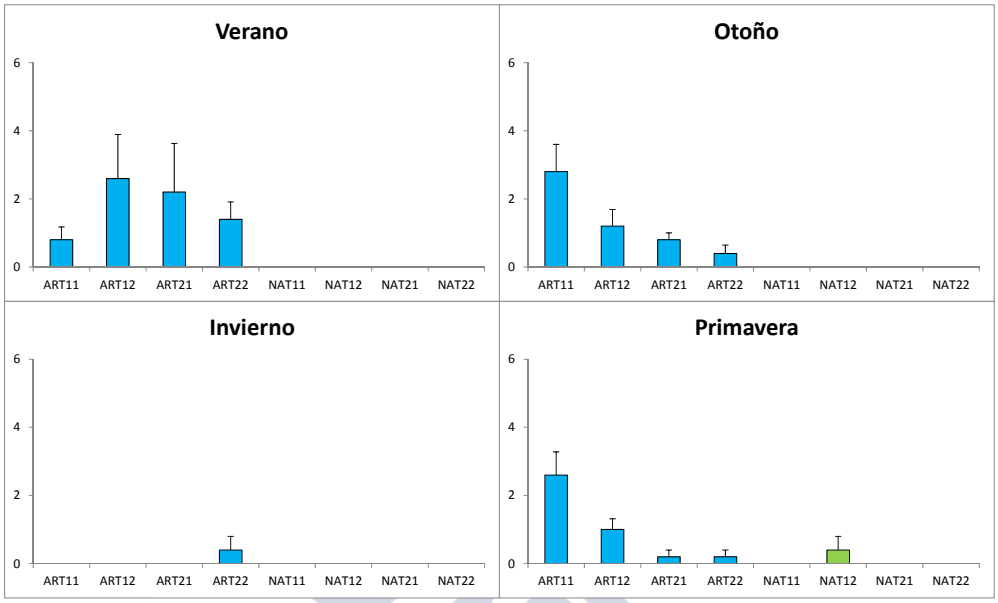


Fig. 2.18.- Media (+ error estándar) de la abundancia de *G.umbilicalis* en cada uno de los transectos (n=5) en el nivel medio de la localidad de A Palma para cada una de las cuatro estaciones del año.

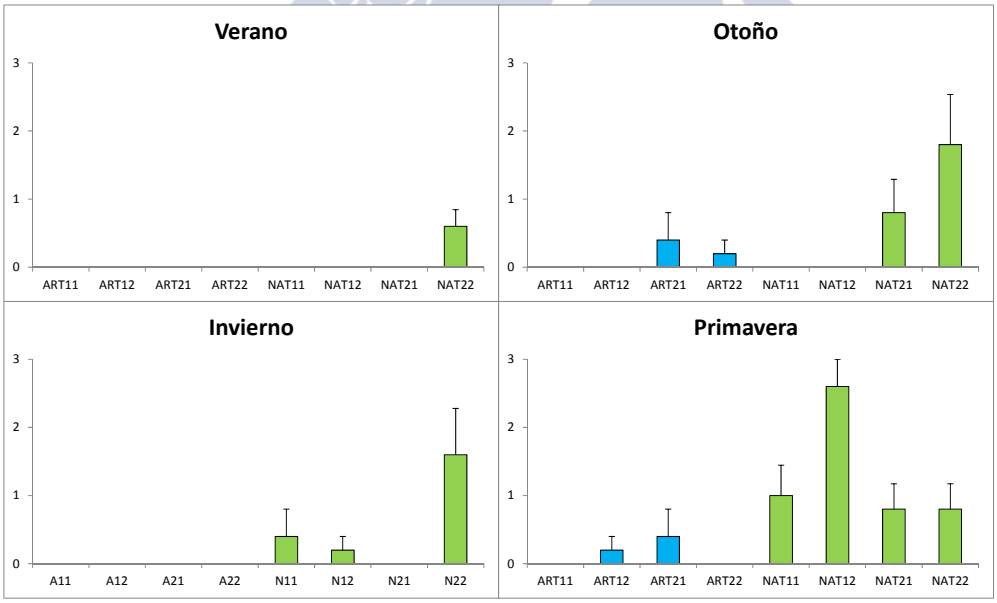


Fig. 2.19.- Media (+ error estándar) de la abundancia de *P. lineatus* en cada uno de los transectos (n=5) en el nivel medio de la localidad de A Palma para cada una de las cuatro estaciones del año.

Nivel inferior

En este nivel, no se observaron grupos de muestras definidas en la representación gráfica del análisis nMDS en ninguna de las cuatro estaciones (Figura 2.20), lo cual se vio corroborado por los análisis PERMANOVA correspondientes (Tablas 2.57-2.60), que sólo mostraron diferencias a nivel de sitio en otoño (Pseudo F= 5,4; p< 0,05), invierno (Pseudo F= 3,8; p< 0,01) y primavera (Pseudo F= 5,3; p< 0,05) y a nivel de transecto en verano (Pseudo F= 1,5; p< 0,05). Los resultados de las pruebas *a posteriori* no revelaron ningún patrón consistente en las diferencias a nivel de sitio; en cambio, las diferencias significativas a nivel de transecto (sólo en verano) ocurrieron siempre en ART.

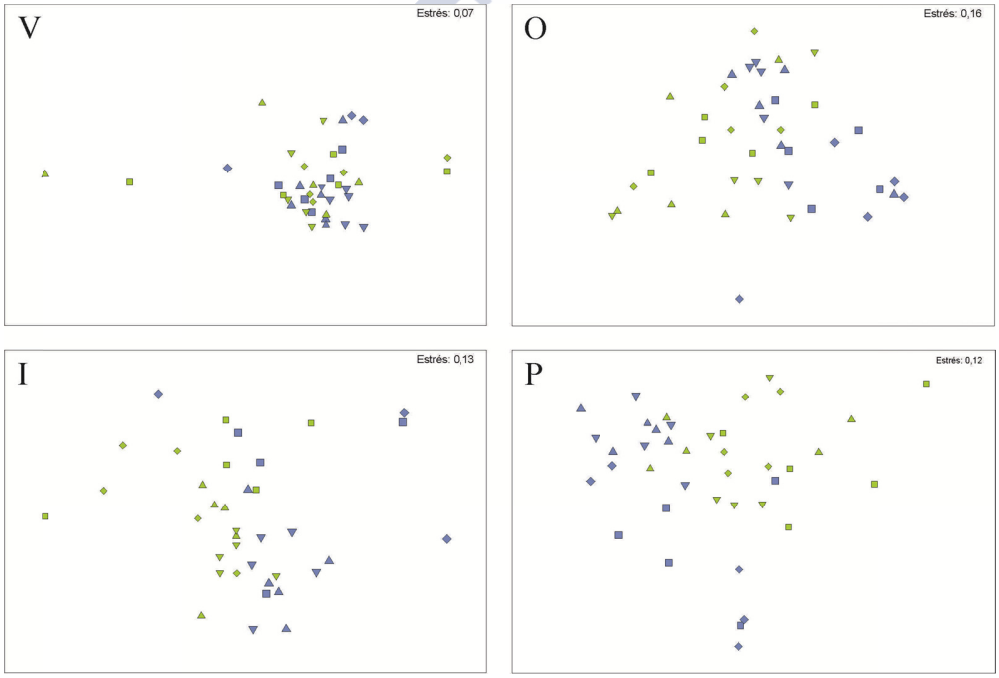


Fig. 2.20.- Resultados de los análisis nMDS para el nivel inferior de la localidad de A Palma. V, Verano. O, Otoño. I, Invierno. P, Primavera.

En cuanto al número de especies (Figura 2.21), los análisis ANOVA (Tablas 2.61-2.64) solamente revelaron diferencias significativas entre hábitats en otoño (F= 31,1; p< 0,05) y a nivel de transecto en primavera (F= 3,3; p< 0,05).

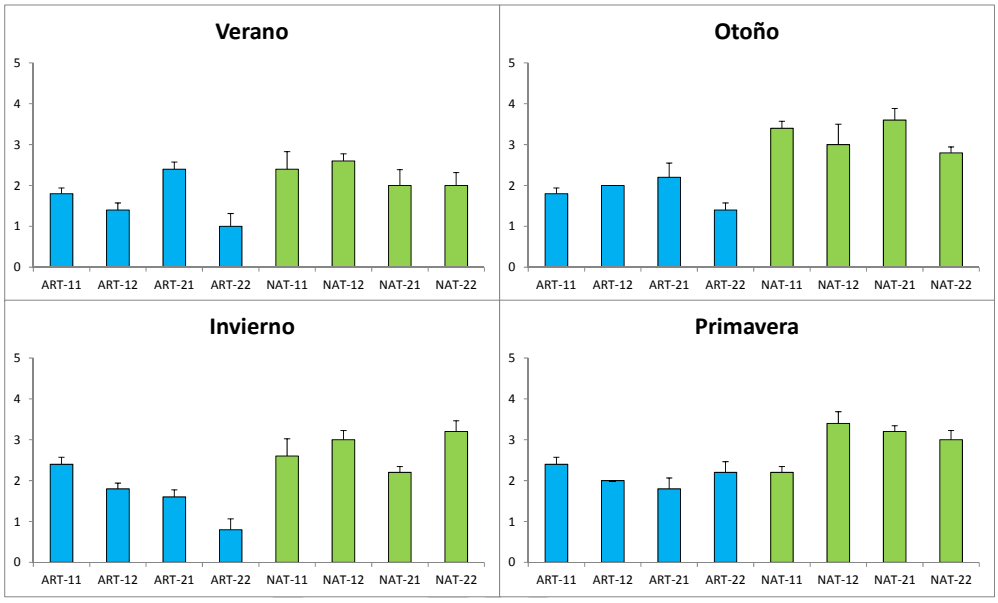


Fig. 2.21.- Media (+ error estándar) del número de especies en cada uno de los transectos (n=5) en el nivel inferior de la localidad de A Palma para cada una de las cuatro estaciones del año.

Al analizar la abundancia total (Figura 2.22), se encontraron diferencias significativas únicamente a nivel de sitio en invierno ($F= 11,2$; $p< 0,05$) y primavera ($F= 27,7$; $p< 0,01$), sin reflejar ningún patrón consistente (Tablas 2.65-2.68). *Littorina littorea* únicamente mostró diferencias entre hábitats en otoño ($F= 405$; $p< 0,01$), siendo más abundante en NAT (Figura 2.23; Tabla 2.69-2.72); *P. vulgata* (Figura 2.24; Tablas 2.73-2.76) mostró diferencias a nivel de hábitat en invierno ($F= 52$; $p< 0,05$), de sitio en otoño ($F= 23,6$; $p< 0,01$) y de transecto en verano ($F= 3,4$; $p< 0,05$) e invierno ($F= 3,0$; $p< 0,05$); las diferencias encontradas a nivel de hábitat indicaron una mayor abundancia de esta especie en NAT, mientras que a nivel de sitio y transecto no se detectó ningún patrón definido. Por su parte, *G. umbilicalis* mostró únicamente diferencias a nivel de sitio en invierno ($F= 25,0$; $p< 0,01$) y primavera ($F= 36,3$; $p< 0,01$) (Figura 2.25; Tablas 2.77-2.80), aunque ninguna de estas diferencias reflejó un patrón definido a lo largo de los cuatro muestreos. En el caso de *P. lineatus* (Figura 2.26; Tablas 2.81-2.84), se observaron diferencias significativas a nivel de hábitat en otoño y de sitio en verano, invierno y primavera; como en los casos anteriores, las diferencias encontradas no siguieron ningún patrón definido a lo largo de los cuatro muestreos. Por último, la abundancia de *N. lapillus* no mostró diferencia significativas en ninguna de las cuatro estaciones (Figura 2.27; Tablas 2.85-2.88).

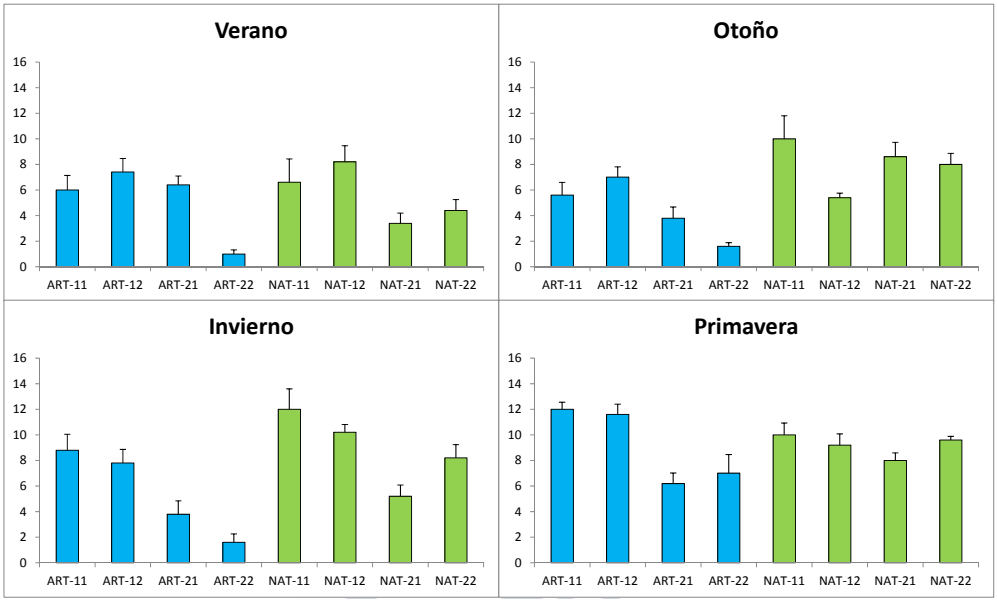


Fig. 2.22.- Media (+ error estándar) de la abundancia total en cada uno de los transectos (n=5) en el nivel inferior de la localidad de A Palma para cada una de las cuatro estaciones del año.

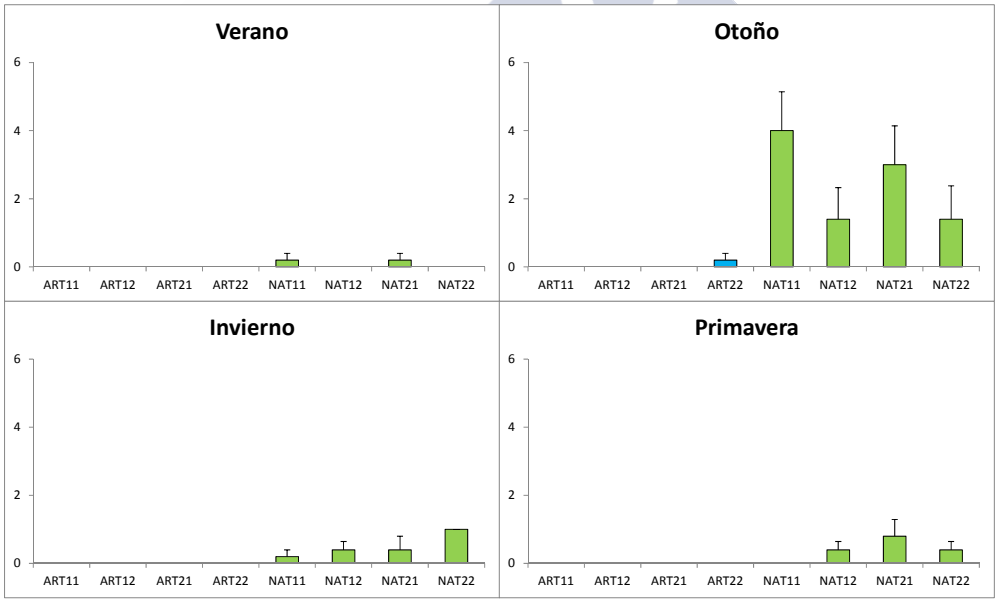


Fig. 2.23.- Media (+ error estándar) de la abundancia de *L. littorea* en cada uno de los transectos (n=5) en el nivel inferior de la localidad de A Palma para cada una de las cuatro estaciones del año.

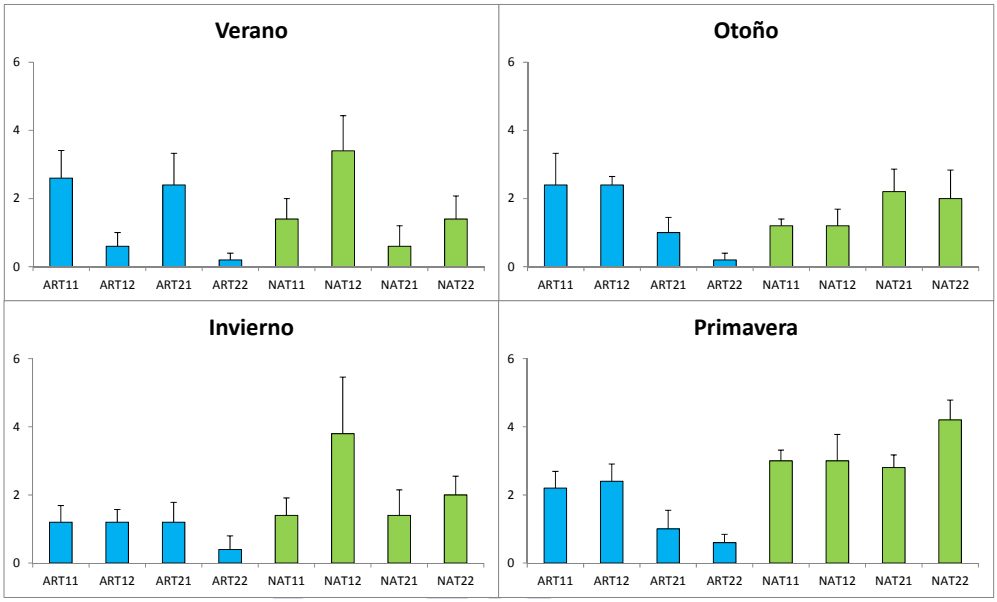


Fig. 2.24.- Media (+ error estándar) de la abundancia de *P. vulgata* en cada uno de los transectos (n=5) en el nivel inferior de la localidad de A Palma para cada una de las cuatro estaciones del año.

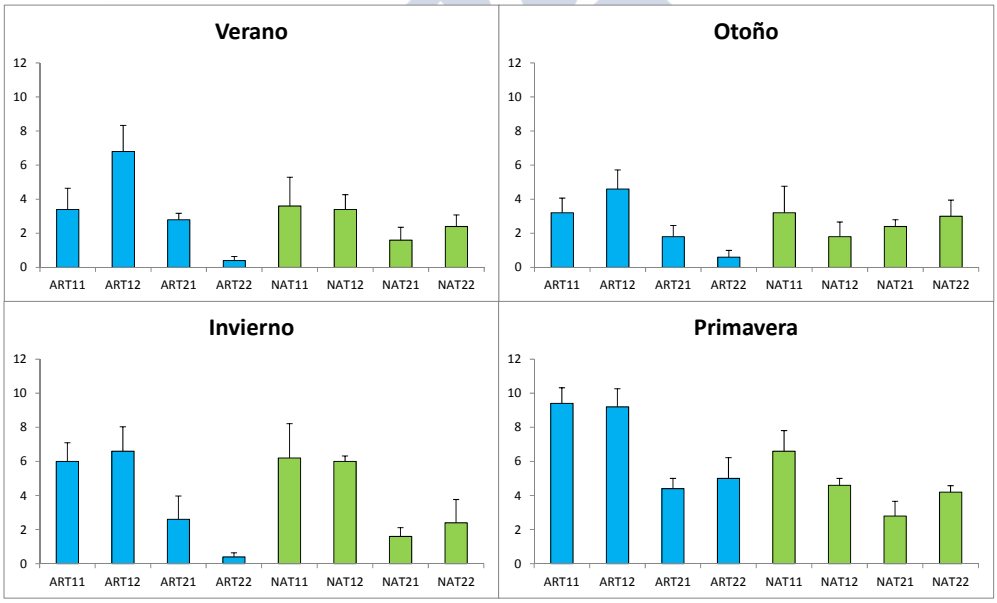


Fig. 2.25.- Media (+ error estándar) de la abundancia de *G. umbilicalis* en cada uno de los transectos (n=5) en el nivel inferior de la localidad de A Palma para cada una de las cuatro estaciones del año.

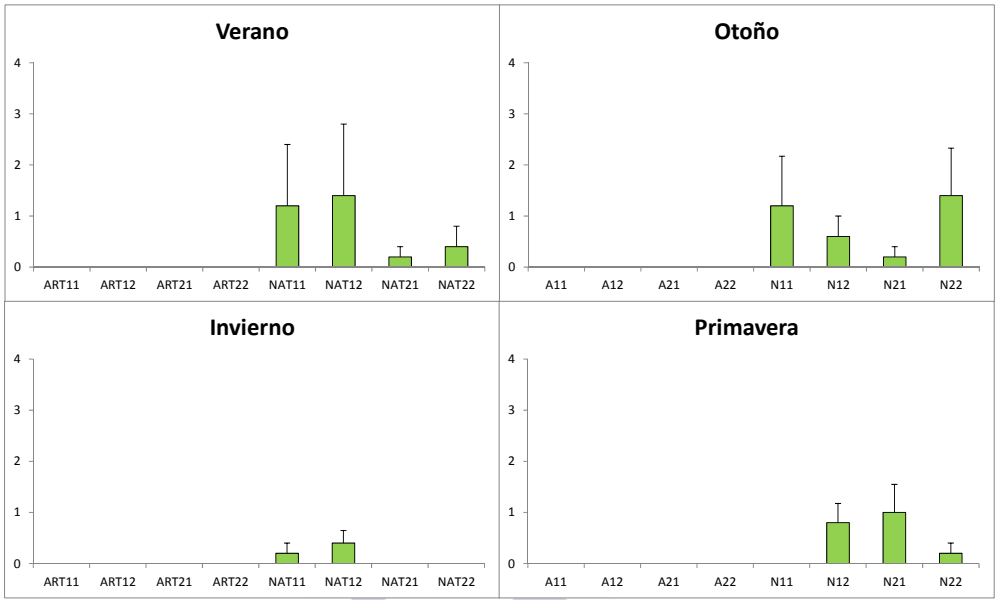


Fig. 2.26.- Media (+ error estándar) de la abundancia de *P. lineatus* en cada uno de los transectos (n=5) en el nivel inferior de la localidad de A Palma para cada una de las cuatro estaciones del año.

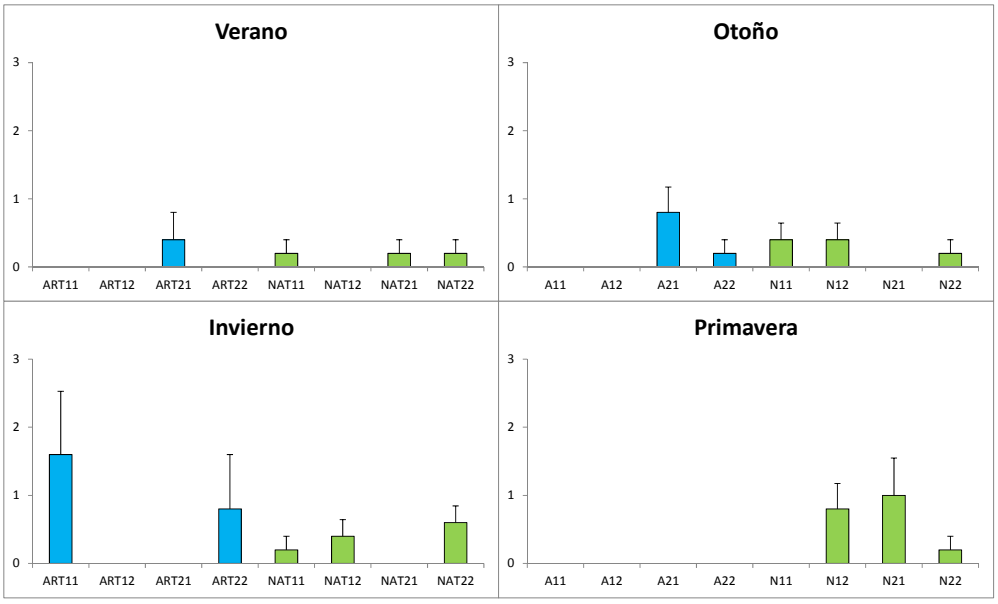


Fig. 2.27.- Media (+ error estándar) de la abundancia de *N. lapillus* en cada uno de los transectos (n=5) en el nivel inferior de la localidad de A Palma para cada una de las cuatro estaciones del año.

Así mismo, la prueba χ^2 (Tablas 2.89-2.92) tampoco mostró diferencias consistentes a lo largo del tiempo, aunque algunas especies presentaron una mayor frecuencia en NAT durante la mayor parte del año; así, en este hábitat *L. littorea* fue más frecuente en otoño, invierno y primavera, *P. lineatus* durante verano, otoño y primavera y *P. vulgata* en invierno y primavera.

2.4.1.2. San Felipe

Nivel superior

Los análisis realizados no mostraron diferencias significativas consistentes a lo largo de todos los muestreos. Así, las representaciones gráficas de los análisis nMDS no mostraron agrupaciones definidas de muestras (Figura 2.28) y los análisis PERMANOVA (Tablas 2.93-2.94) solamente mostraron diferencias a nivel de transecto (tanto de hábitat natural como artificial) en primavera (Pseudo F= 7,2; p< 0,01).

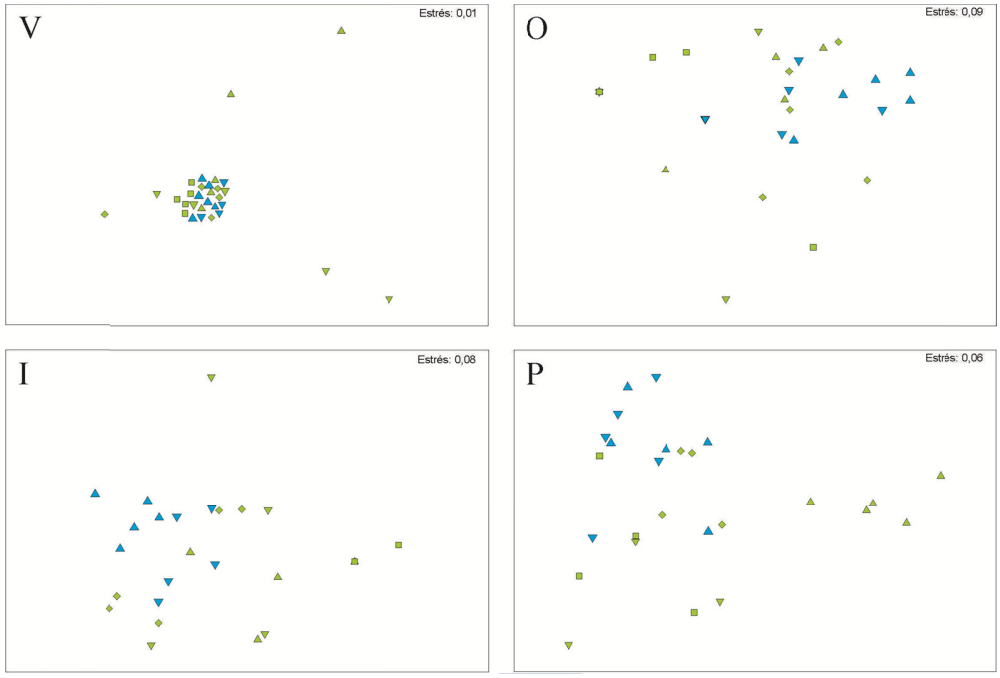


Fig. 2.28.- Resultados de los análisis nMDS para el nivel superior de la localidad de San Felipe. V, Verano. O, Otoño. I, Invierno. P, Primavera.

El número de especies (Figura 2.29; Tablas 2.95-2.98) tampoco mostró diferencias consistentes en el conjunto de los cuatro muestreos; así, en verano (ANOVA, F= 80; p< 0,01), otoño (F= 10; p< 0,05), invierno (F= 7,6; p< 0,05) y primavera (F= 33,9; p< 0,01) las diferencias se encontraron a nivel de sitio, mientras que en otoño e invierno, se encontraron también a nivel de transecto (F= 6,7; p< 0,01 y F= 13,8; p< 0,01 respectivamente). En cuanto a la abundancia total (Figura 2.30; Tablas 2.99-2.102), se encontraron diferencias significativas a nivel de transecto en verano (ANOVA, F= 9,4;

p< 0,01), otoño (F= 5,0; p< 0,01), invierno (F= 6,6; p< 0,01) y primavera (F= 24,8; p< 0,01) pero sin presentar ningún patrón consistente.

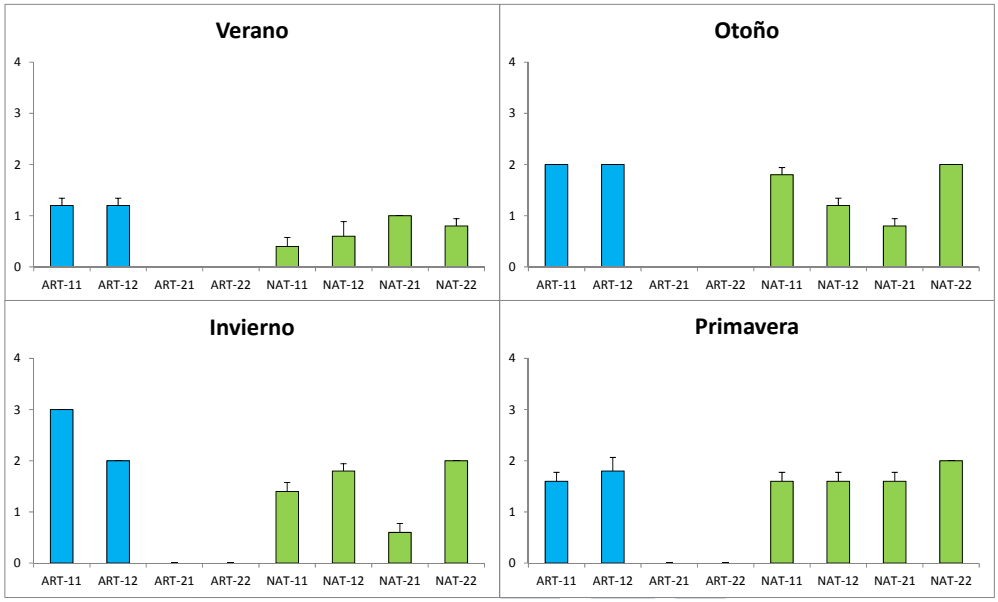


Fig. 2.29.- Media (+ error estándar) del número de especies en cada uno de los transectos (n=5) en el nivel superior de la localidad de San Felipe para cada una de las cuatro estaciones del año.

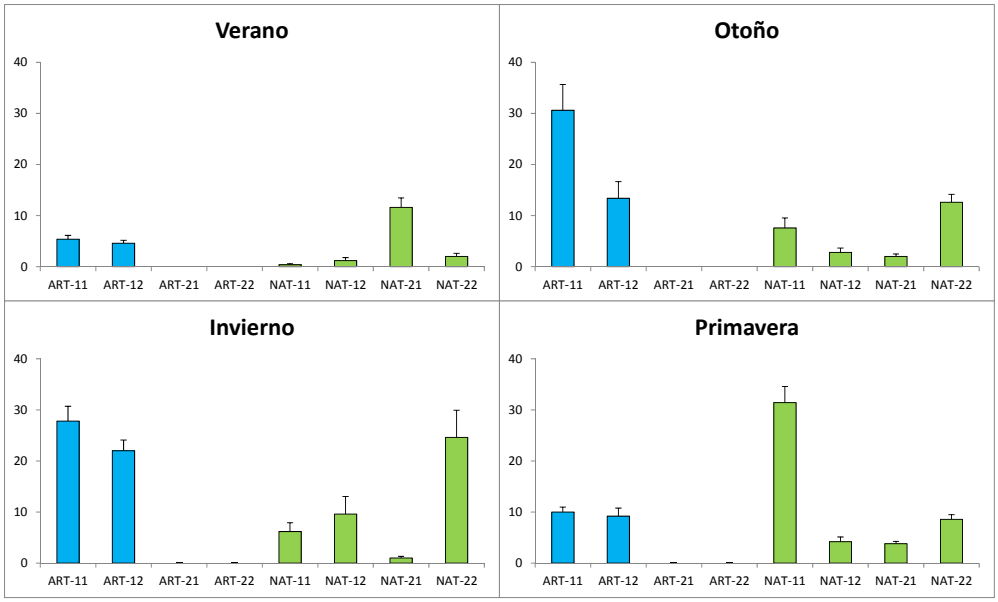


Fig. 2.30.- Media (+ error estándar) de la abundancia total en cada uno de los transectos (n=5) en el nivel superior de la localidad de San Felipe para cada una de las cuatro estaciones del año.

La abundancia de *L. saxatilis* (Figura 2.31) presentó diferencias significativas a nivel de sitio en primavera (ANOVA, F= 27,8; p< 0,01) y de transecto en verano (F= 7,0; p< 0,01), otoño (F= 3,4; p< 0,05) e invierno (F= 8,7; p< 0,01); estas últimas se encontraron tanto entre transectos de ART como NAT (Tablas 2.103-2.106). En el caso de *M. neritoides* (Figura 2.32), se detectaron solamente diferencias a nivel de transecto en invierno (F= 3,6; p< 0,05) y verano (F= 8,5; p< 0,01) y siempre en ART (Tablas 2.107-2.110). Por último, la abundancia de *P. vulgata* no presentó diferencias entre hábitats, si bien su abundancia fue escasa en este nivel (Figura 2.33).

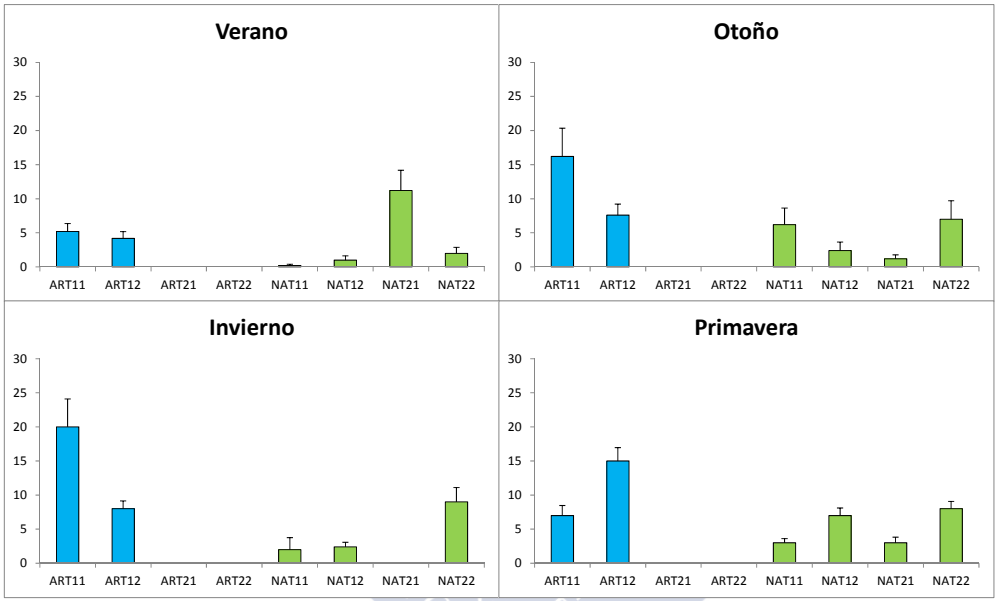


Fig. 2.31.- Media (+ error estándar) de la abundancia de *L. saxatilis* en cada uno de los transectos (n=5) en el nivel superior de la localidad de San Felipe para cada una de las cuatro estaciones del año.

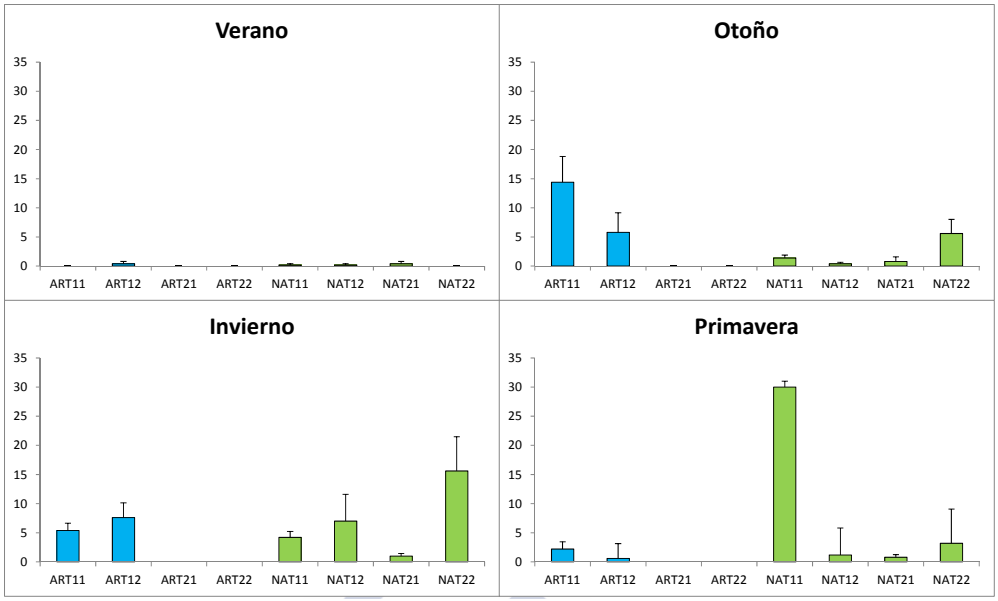


Fig. 2.32.- Media (+ error estándar) de la abundancia de *M. neritoides* en cada uno de los transectos (n=5) en el nivel superior de la localidad de San Felipe para cada una de las cuatro estaciones del año.

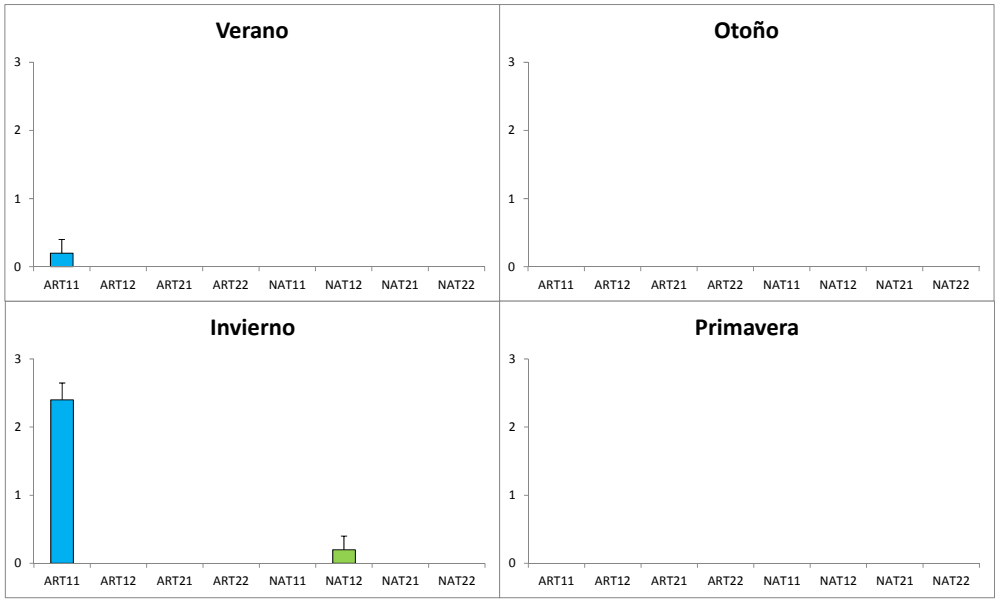


Fig. 2.33.- Media (+ error estándar) de la abundancia de *P. vulgata* en cada uno de los transectos (n=5) en el nivel superior de la localidad de San Felipe para cada una de las cuatro estaciones del año.

Por otra parte, la prueba χ^2 mostró que la presencia de *L. saxatilis* fue significativamente mayor en NAT en otoño y primavera; de forma similar, *M. neritoides* mostró una mayor presencia en NAT en invierno y primavera. El resto de las especies encontradas en este nivel no mostraron diferencias en su presencia entre hábitats en ninguno de los cuatro muestreos (Tablas 2.111-2.114).

Nivel medio

Nuevamente, los análisis multivariante no mostraron diferencias significativas a lo largo del período de estudio; así, los análisis nMDS no detectaron ninguna agrupación de muestras definida (Figura 2.34) y los análisis PERMANOVA corroboraron estos resultados (Tablas 2.115-2.116), mostrando únicamente diferencias significativas a nivel de transecto en invierno (Pseudo F= 2,2; p< 0,05) (Tabla 2.115); las pruebas *a posteriori* realizadas indicaron que estas sólo se produjeron en ART (Tabla 2.115).

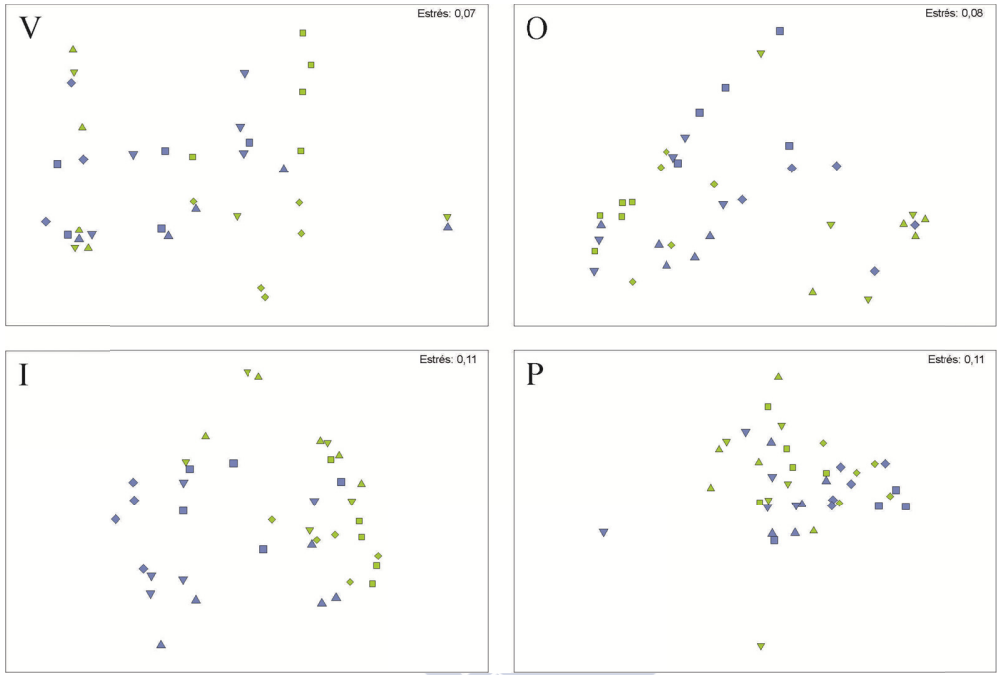


Fig.2.34.- Resultados de los análisis nMDS para el nivel medio de la localidad de San Felipe. V, Verano. O, Otoño. I, Invierno. P, Primavera.

Los valores del número de especies (Figura 2.35) solamente mostraron diferencias significativas a nivel de transecto en invierno (ANOVA, F= 6,1; p< 0,01), mientras que en el resto de los muestreos no aparecieron diferencias ni entre hábitats, sitios o transectos (Tablas 2.117-2.120). En el caso de la abundancia total (Figura 2.36; Tablas 2.121-2.124), se observaron diferencias a nivel de sitio en otoño (F= 49,2; p< 0,01) y de transecto en verano (ANOVA, F= 4,7; p< 0,01) e invierno (F= 6,9; p< 0,01). *Littorina saxatilis* (Figura 2.37; Tablas 2.125-2.128) mostró diferencias significativas a nivel de sitio en otoño (ANOVA, F= 53,4; p< 0,01) tanto en NAT como ART (Tabla 2.126) y a nivel de transecto en ART en verano (F= 4,8; p< 0,01) y primavera (F= 3,1; p< 0,05) (Tablas 2.125 y 2.128). Por el contrario, *M. neritoides* (Figura 2.38) no

mostró diferencias en ninguno de los cuatro muestreos. *Patella vulgata* (Figura 2.39) fue la única especie que mostró diferencias a nivel de hábitat, ya que en invierno (F= 29,9; p< 0,05) fue más abundante en ART (Tabla 2.131), si bien estas diferencias no se repitieron en ninguno de los otros tres muestreos (Tablas 2.129, 2.130 y 2.132); así mismo, se encontraron diferencias a nivel de transecto en otoño (F= 5,6; p< 0,01) e invierno (F= 4,8; p< 0,01), pero sin seguir ningún patrón definido, ya que las diferencias se detectaron tanto entre transectos de NAT como ART y no se observaron en todos los muestreos. Las otras dos especies más frecuentes en este nivel, *G. umbilicalis* (Figura 2.40) y *P. lineatus* (Figura 2.41), no presentaron diferencias significativas en su abundancia en ninguno de los cuatro muestreos (Tablas 2.133-2.140).

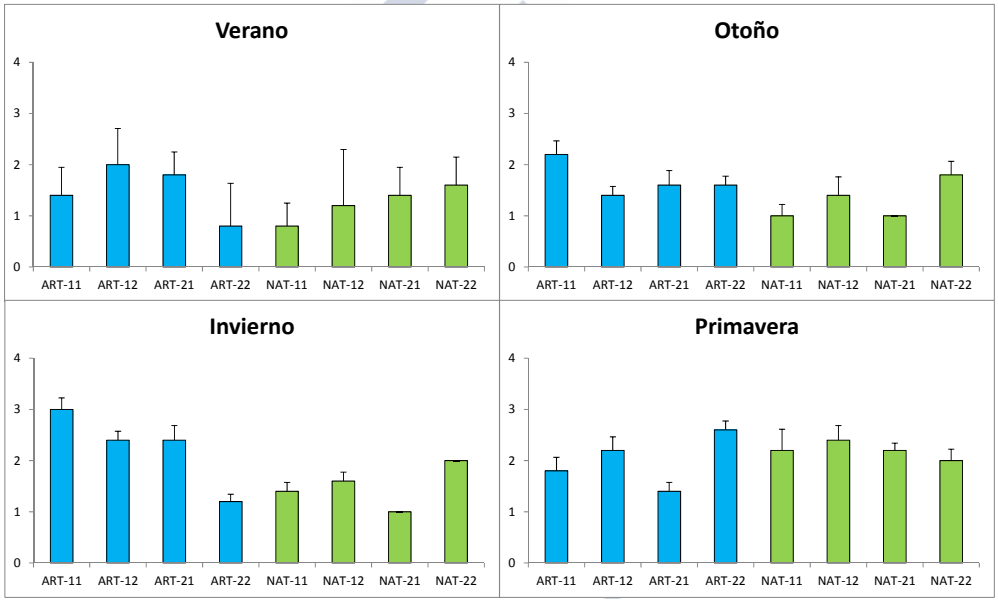


Fig. 2.35.- Media (+ error estándar) del número de especies en cada uno de los transectos (n=5) en el nivel medio de la localidad de San Felipe para cada una de las cuatro estaciones del año.

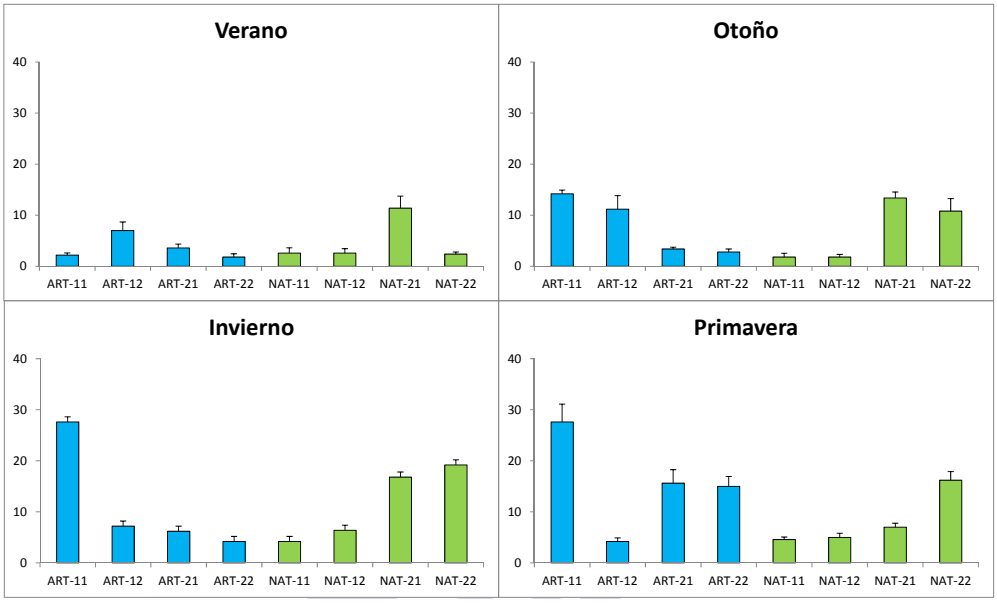


Fig. 2.36.- Media (+ error estándar) de la abundancia total en cada uno de los transectos (n=5) en el nivel medio de la localidad de San Felipe para cada una de las cuatro estaciones del año.

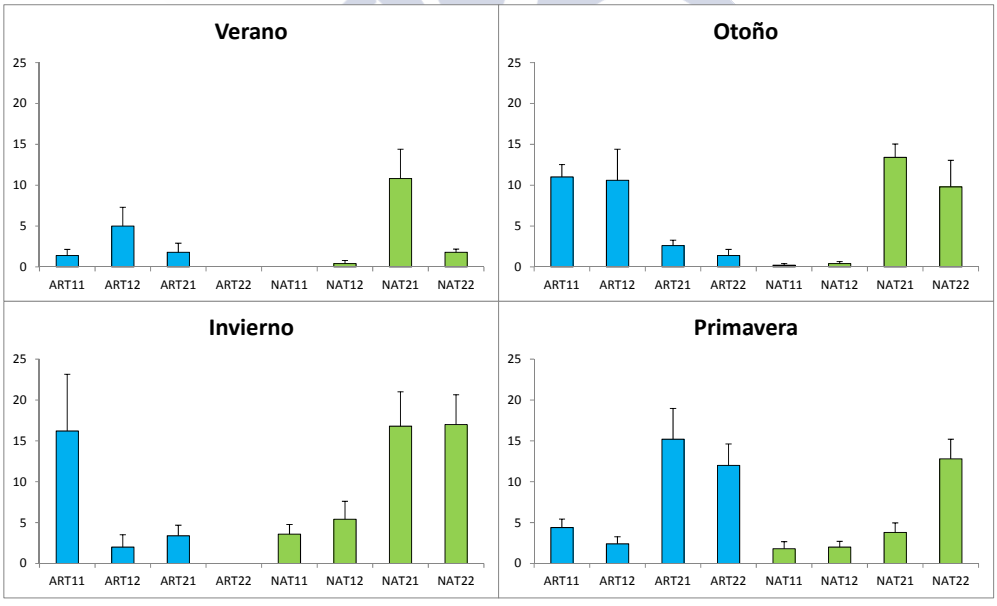


Fig. 2.37.- Media (+ error estándar) de la abundancia de *L. saxatilis* en cada uno de los transectos (n=5) en el nivel medio de la localidad de San Felipe para cada una de las cuatro estaciones del año.

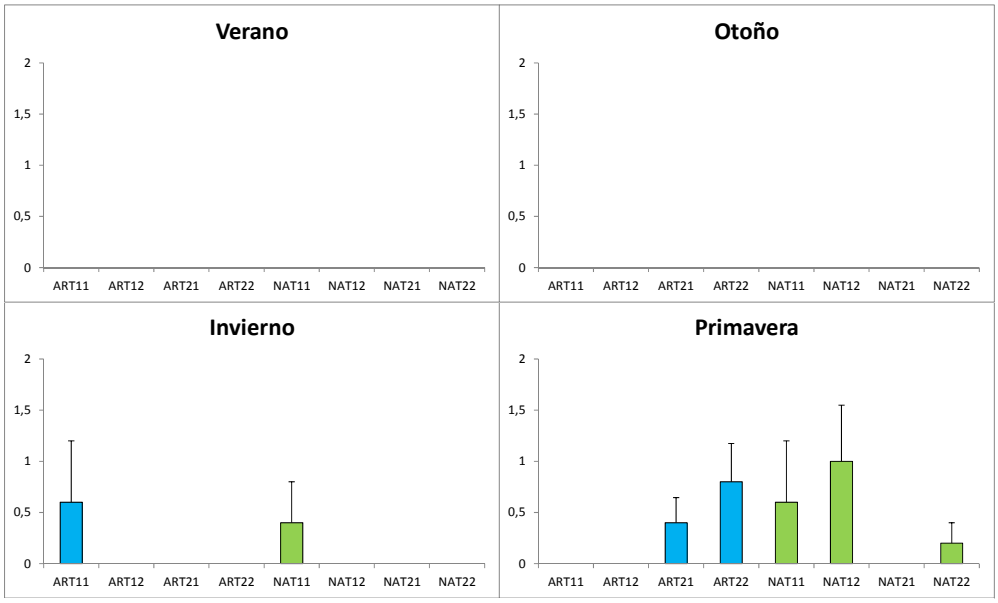


Fig. 2.38.- Media (+ error estándar) de la abundancia de *M. neritoides* en cada uno de los transectos (n=5) en el nivel medio de la localidad de San Felipe para cada una de las cuatro estaciones del año.

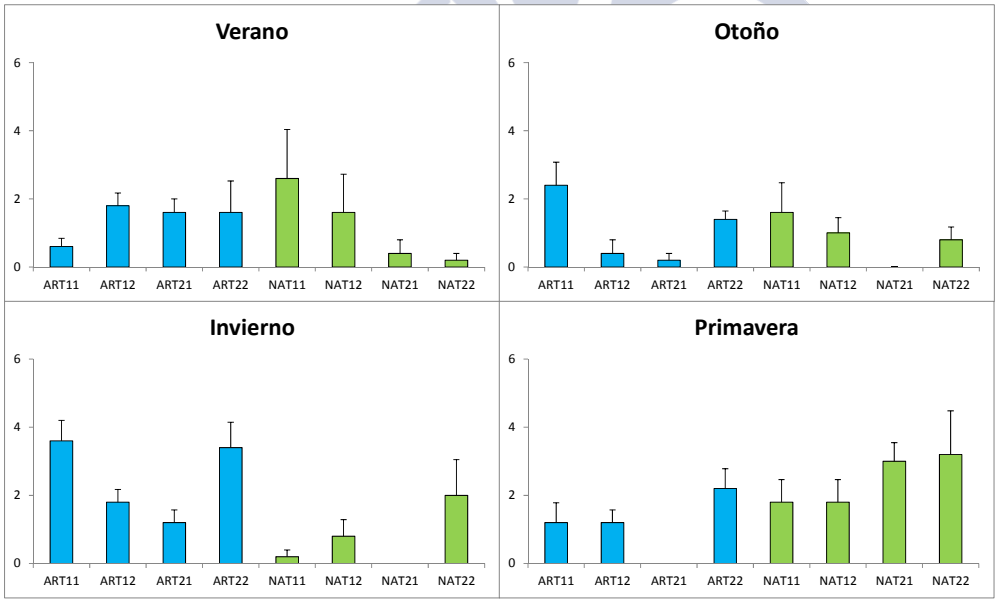


Fig. 2.39.- Media (+ error estándar) de la abundancia de *P. vulgata* en cada uno de los transectos (n=5) en el nivel medio de la localidad de San Felipe para cada una de las cuatro estaciones del año.

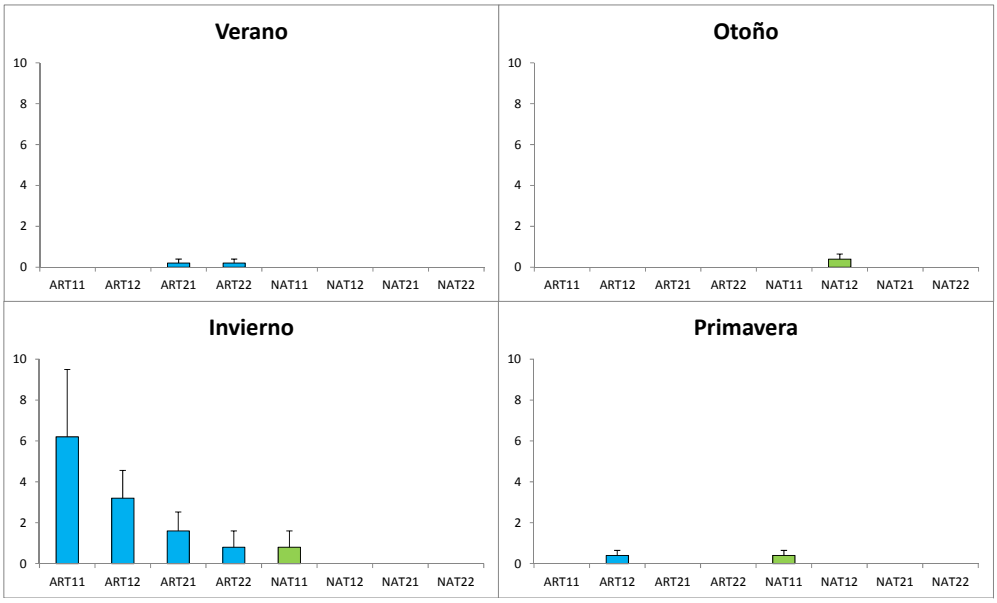


Fig. 2.40.- Media (+ error estándar) de la abundancia de *G. umbilicalis* en cada uno de los transectos (n=5) en el nivel medio de la localidad de San Felipe para cada una de las cuatro estaciones del año.

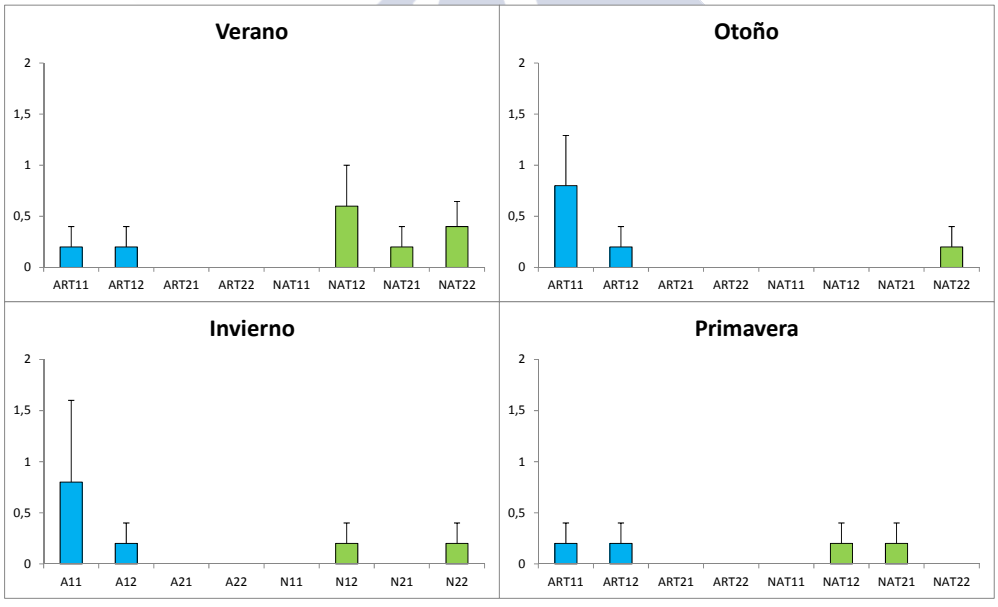


Fig. 2.41.- Media (+ error estándar) de la abundancia de *P. lineatus* en cada uno de los transectos (n=5) en el nivel medio de la localidad de San Felipe para cada una de las cuatro estaciones del año.

Las pruebas χ^2 (Tablas 2.141-2.144) solamente mostraron diferencias significativas en situaciones muy puntuales para tres especies; así, *L. saxatilis* mostró una mayor presencia en NAT en invierno, mientras que *P. vulgata* y *G. umbilicalis* fueron más

frecuentes en ART en verano e invierno en el caso de la primera y en invierno en el de la segunda.

Nivel inferior

En los análisis nMDS realizados en este nivel, solamente se apreció la existencia de dos grupos de muestras definidos en invierno (Fig. 2.42). Los análisis PERMANOVA confirmaron la existencia de diferencias a nivel de sitio en verano (Pseudo F= 6,6; p< 0,01), otoño (Pseudo F= 3,2; p< 0,05), invierno (Pseudo F= 5,2; p< 0,01) y primavera (F= 3,5; p< 0,01); así mismo, confirmaron la existencia de diferencias a nivel de transecto en otoño (Pseudo F= 3,3; p< 0,01), invierno (Pseudo F= 2,7; p< 0,01) y primavera (Pseudo F= 5,4; p< 0,01) (Tablas 2.145-2.148). Las pruebas *a posteriori* no revelaron ningún patrón consistente a lo largo de todos los muestreos, ya que tanto las diferencias a nivel de sitio como de transecto se produjeron tanto en ART como NAT.

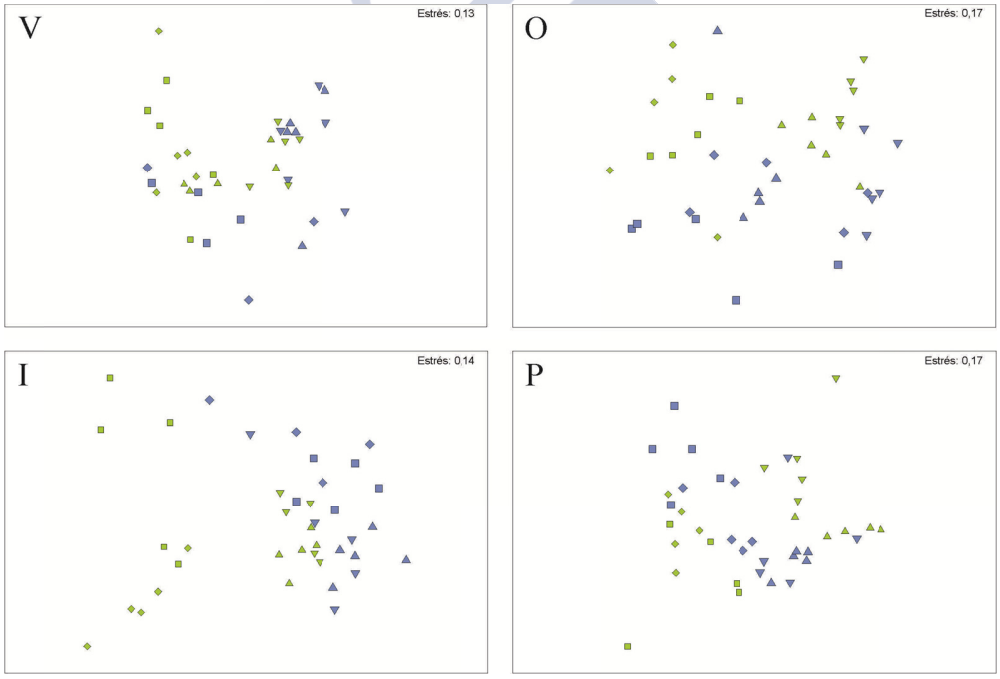


Fig. 2.42.- Resultados de los análisis nMDS para el nivel inferior de la localidad de San Felipe. V, Verano. O, Otoño. I, Invierno. P, Primavera.

Los análisis ANOVA tampoco reflejaron diferencias significativas en el número de especies (Figura 2.43) en ninguno de los cuatro muestreos realizados (Tablas 2.149-2.152); por otra parte, en los análisis realizados sobre la abundancia total (Figura 2.44) se observaron diferencias a nivel sitio en verano (F= 48,0; p< 0,01) e invierno (F=

16,2; p< 0,05) y a nivel de transecto en otoño (F= 4,8; p< 0,01) y primavera (F= 6,2; p< 0,01), aunque en ninguno de ellos se observó un patrón consistente en estas diferencias (Tablas 2.153-2.156).

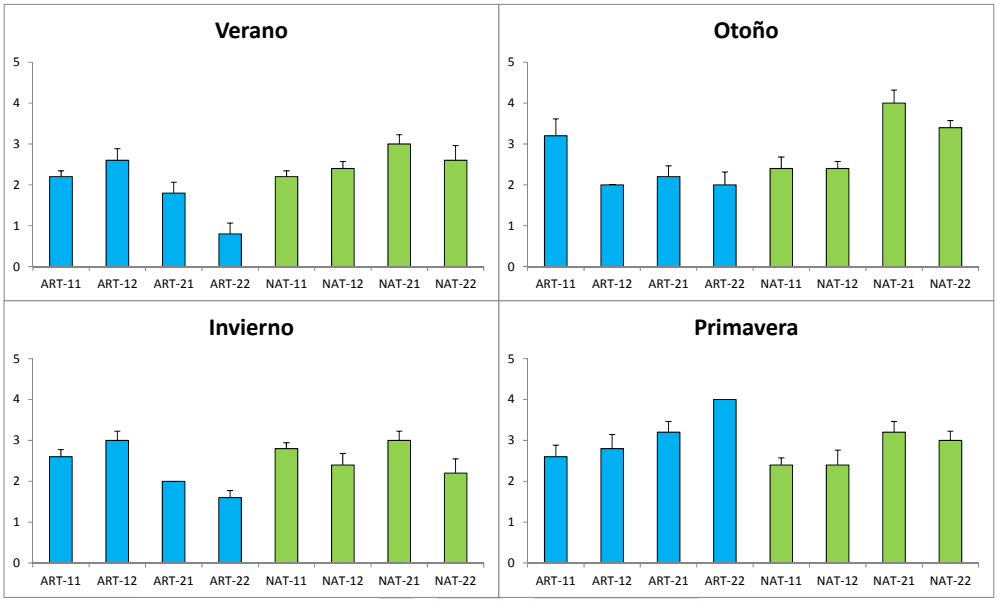


Fig. 2.43.- Media (+ error estándar) del número de especies en cada uno de los transectos (n=5) en el nivel inferior de la localidad de San Felipe para cada una de las cuatro estaciones del año.

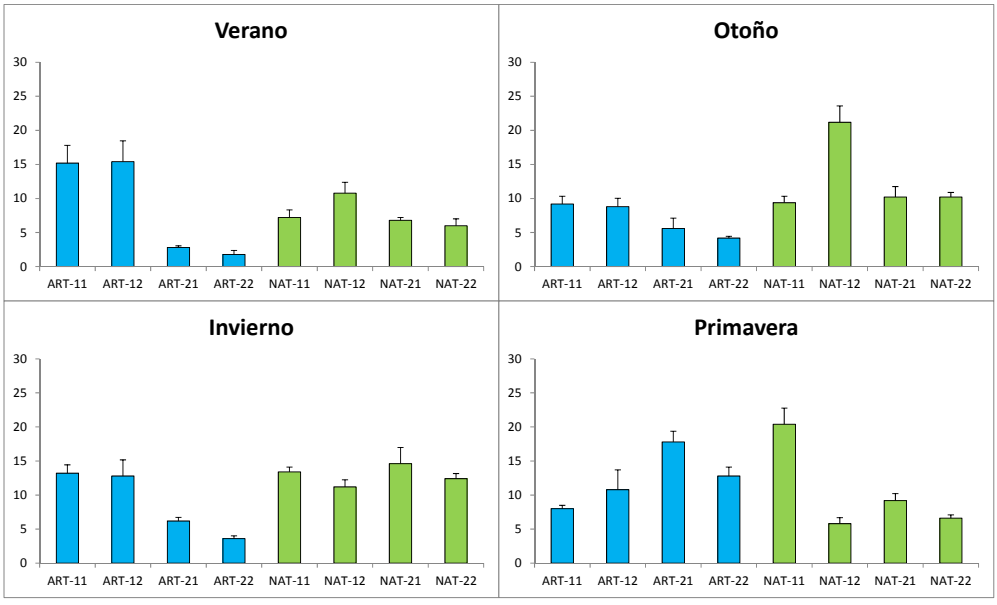


Fig. 2.44.- Media (+ error estándar) de la abundancia total en cada uno de los transectos (n=5) en el nivel inferior de la localidad de San Felipe para cada una de las cuatro estaciones del año.

En cuanto a la abundancia de las especies más frecuentes, en el caso de *L. littorea* (Figura 2.45), se encontraron diferencias a nivel de sitio en verano ($F= 441$; $p< 0,01$) y otoño ($F= 29,0$; $p< 0,01$) y a nivel de transecto en invierno ($F= 9,2$; $p< 0,01$) y primavera ($F= 4,5$; $p< 0,01$) (Tablas 2.157-2.160); las pruebas SNK no permitieron encontrar un patrón en estas diferencias ya que en algunos casos estas se encontraron entre sitios y transectos tanto ART como en NAT. *Patella vulgata* (Figura 2.46) mostró diferencias a nivel de sitio en invierno ($F= 16,4$; $p< 0,05$) y primavera ($F= 27,1$; $p< 0,01$) y a nivel de transecto en otoño ($F= 4,2$; $p< 0,01$) (Tablas 2.161-2.164); como en el caso de *L. littorea*, las pruebas *a posteriori* no permitieron encontrar un patrón en estas diferencias ya que una vez más estas diferencias se produjeron entre sitios y transectos tanto en NAT como ART. En el caso de *G. umbilicalis* (Figura 2.47), se observaron resultados muy similares a los de las especies *P. vulgata* y *L. littorea*, con diferencias a nivel de sitio en verano ($F= 21,3$; $p< 0,01$) e invierno ($F= 53,0$; $p< 0,01$) y a nivel de transecto en otoño ($F= 9,5$; $p< 0,01$) y primavera ($F= 5,4$; $p< 0,01$) (Tablas 2.165-2.168); al igual que en los casos anteriores, los resultados de la prueba SNK no mostraron patrones consistentes a lo largo de los cuatro muestreos. El tróquido *P. lineatus* (Figura 2.48) presentó diferencias a nivel de sitio en verano ($F= 24,6$; $p< 0,01$) y otoño ($F= 8,7$; $p< 0,05$) y a nivel de transecto en primavera ($F= 4,8$; $p< 0,01$) (Tablas 2.170-2.173). Por último, *N. lapillus* (Figura 2.49) fue la única especie que mostró diferencias a nivel de hábitat, presentando una mayor abundancia de esta especie en ART (Tabla 2.177), si bien únicamente en primavera ($F= 33,8$; $p< 0,05$); en el resto de los muestreos se encontraron diferencias a nivel de sitio en verano ($F= 8,2$; $p< 0,05$) e invierno ($F= 48,4$; $p< 0,01$) y a nivel de transecto en otoño ($F= 4,1$; $p< 0,01$) (Tablas 2.174-2.177).

Los resultados de los análisis de presencia/ausencia reflejaron una mayor presencia de *L. littorea* en NAT a lo largo de los cuatro muestreos. *Patella vulgata* únicamente mostró una mayor presencia en NAT en verano y otoño, mientras que *G. umbilicalis*, *N. lapillus* y *P. lineatus* presentaron una mayor presencia en ART en invierno en el caso de las dos primeras y en primavera en el caso de la última de estas especies. El resto de especies no mostraron ninguna diferencia (Tablas 2.178-2.181).

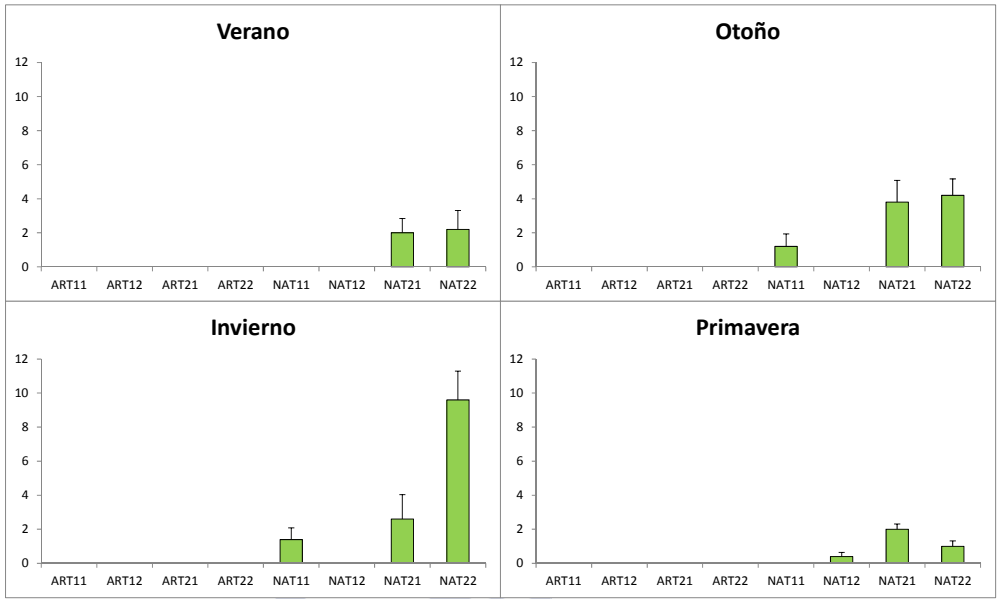


Fig. 2.45.- Media (+ error estándar) de la abundancia de *L. littorea* en cada uno de los transectos (n=5) en el nivel inferior de la localidad de San Felipe para cada una de las cuatro estaciones del año.

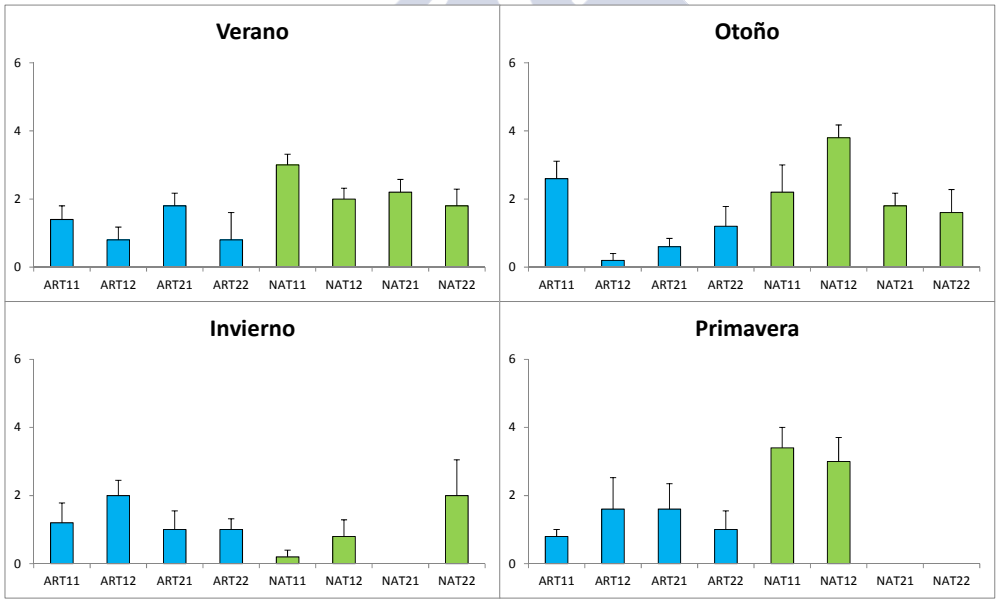


Fig. 2.46.- Media (+ error estándar) de la abundancia de *P. vulgata* en cada uno de los transectos (n=5) en el nivel inferior de la localidad de San Felipe para cada una de las cuatro estaciones del año.

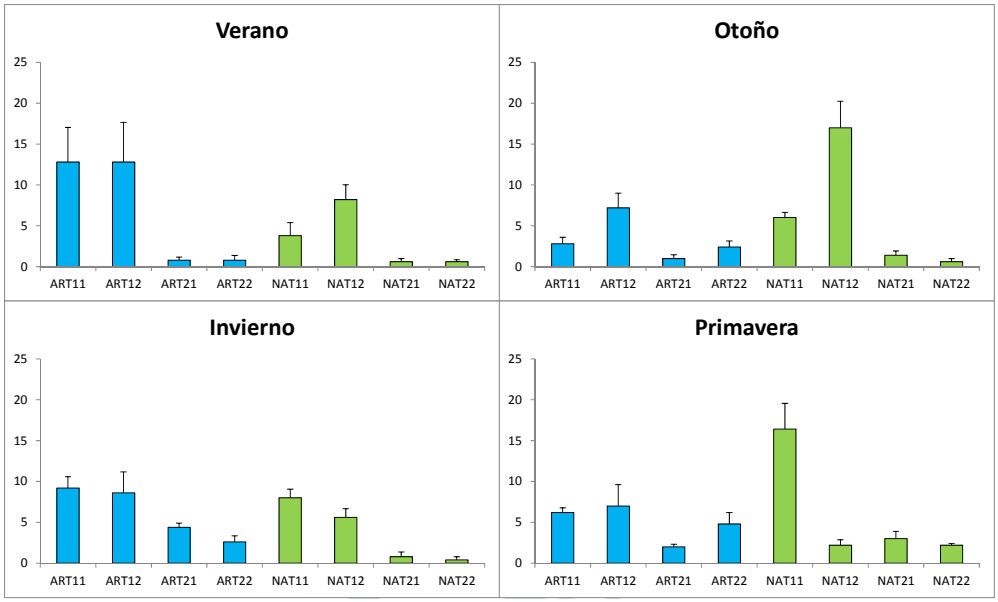


Fig. 2.47.- Media (+ error estándar) de la abundancia de *G. umbilicalis* en cada uno de los transectos (n=5) en el nivel inferior de la localidad de San Felipe para cada una de las cuatro estaciones del año.

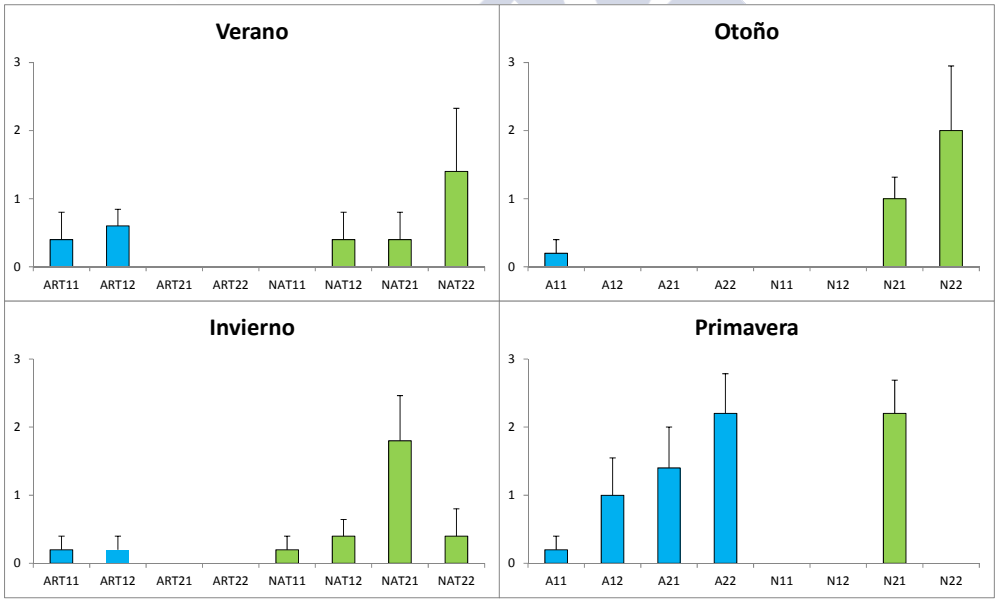


Fig. 2.48.- Media (+ error estándar) de la abundancia de *P. lineatus* en cada uno de los transectos (n=5) en el nivel inferior de la localidad de San Felipe para cada una de las cuatro estaciones del año.

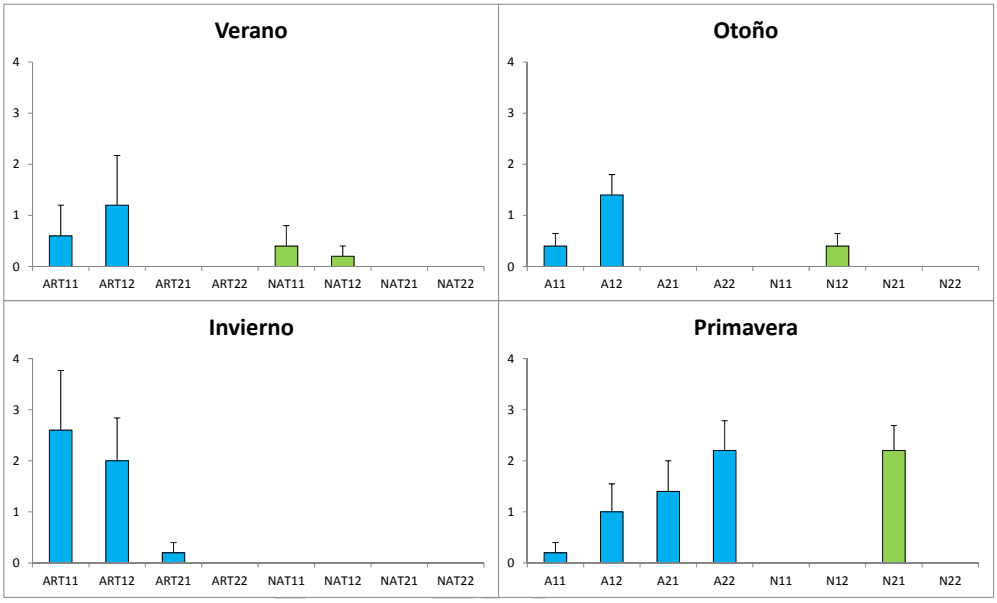


Fig. 2.49.- Media (+ error estándar) de la abundancia de *N. lapillus* en cada uno de los transectos (n=5) en el nivel inferior de la localidad de San Felipe para cada una de las cuatro estaciones del año.

2.4.1.3. O Baño

Nivel superior

Los análisis nMDS no mostraron ninguna agrupación definida de muestras (Figura 2.50). Así mismo, los análisis PERMANOVA (Tablas 2.181-2.182) no pusieron de manifiesto ningún patrón de diferencias consistente para los cuatro muestreos ni para todos los niveles de replicación espacial; así, las diferencias existentes se produjeron a nivel de transecto en invierno (Pseudo F= 1,9; p< 0,05) y primavera (Pseudo F= 3,9; p< 0,01), mientras que las pruebas *a posteriori* indicaron que estas diferencias se detectaron en ART.

El análisis ANOVA del número de especies tampoco mostró diferencias consistentes a lo largo de los cuatro muestreos (Figura 2.51; Tablas 2.183-2.186); únicamente existieron diferencias entre hábitats en invierno (F= 72,2; p< 0,05) (Tabla 2.185). Los valores de abundancia total (Figura 2.52) únicamente mostraron diferencias significativas a nivel de transecto en verano (F= 5,7; p< 0,01), invierno (F= 5,0; p< 0,01) y primavera (F= 10,8; p< 0,01), pero al igual que en anteriores casos, no mostraron patrones de diferencias consistentes entre ellos (Tablas 2.187-2.190).

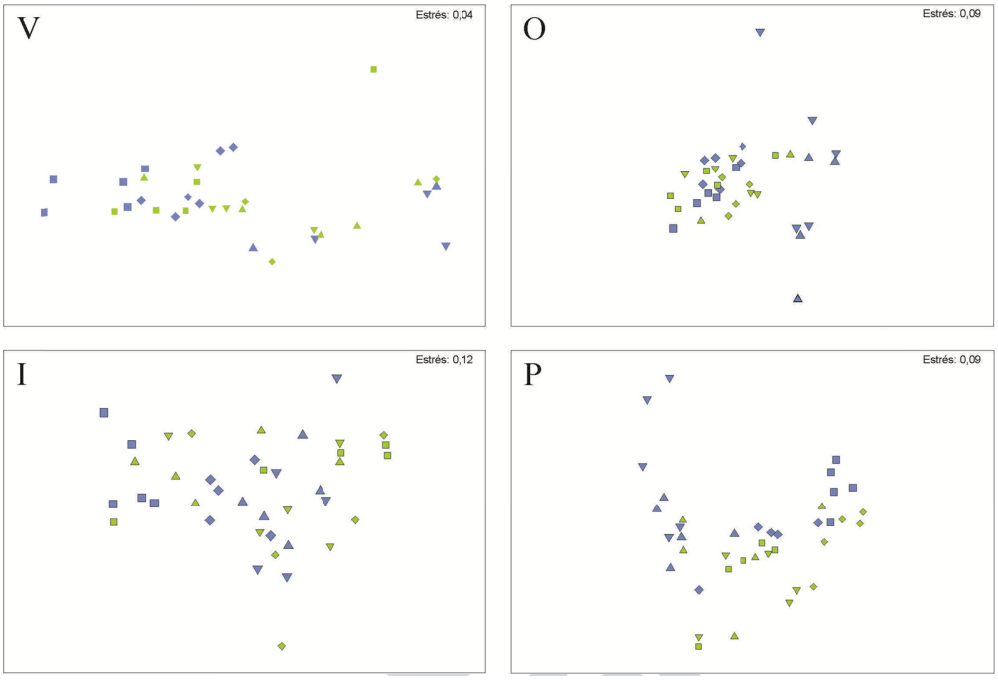


Fig. 2.50.- Resultados de los análisis nMDS para el nivel superior de la localidad de O Baño. V, Verano. O, Otoño. I, Invierno. P, Primavera.

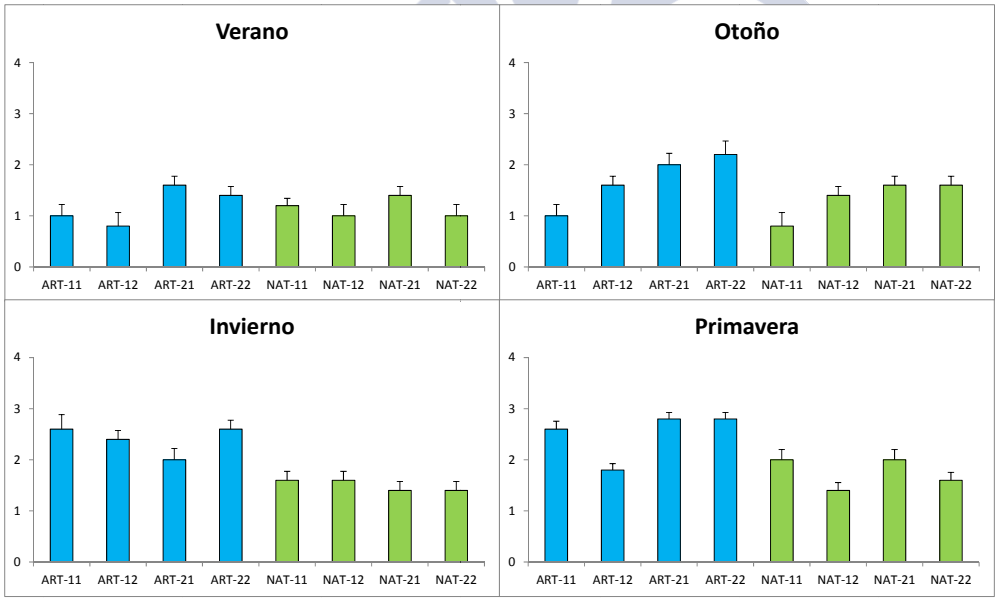


Fig. 2.51.- Media (+ error estándar) del número de especies en cada uno de los transectos (n=5) en el nivel superior de la localidad de O Baño para cada una de las cuatro estaciones del año.

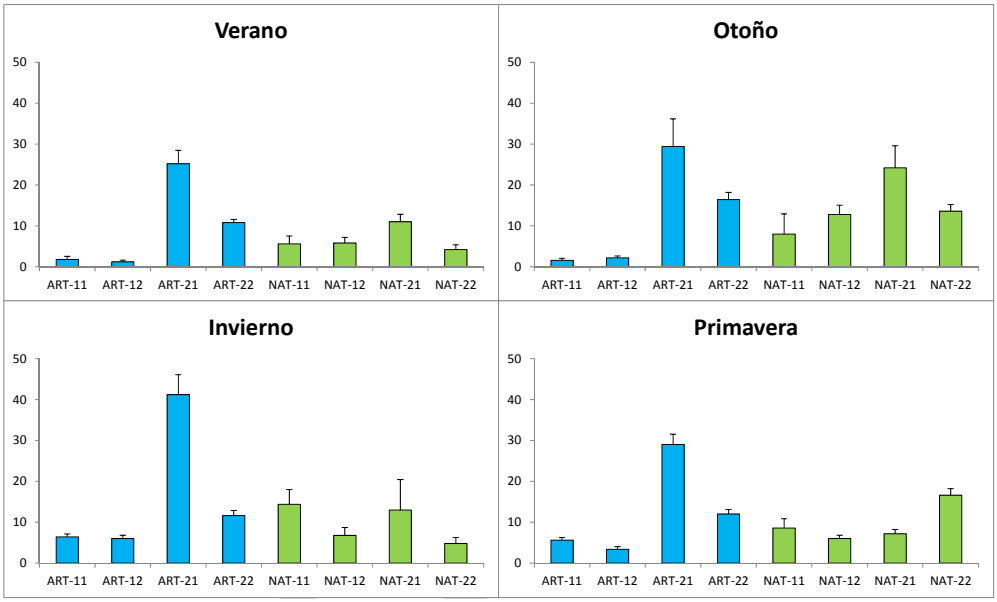


Fig. 2.52.- Media (+ error estándar) de la abundancia total en cada uno de los transectos (n=5) en el nivel superior de la localidad de O Baño para cada una de las cuatro estaciones del año.

En el caso de las especies más frecuentes, tampoco se detectó ningún patrón definido para cada una de las especies. Así, aunque *L. saxatilis* (Figura 2.53) mostró diferencias a nivel de transecto en verano ($F= 5,5$; $p< 0,01$), invierno ($F= 7,7$; $p< 0,01$) y primavera ($F= 13,1$; $p< 0,01$), la prueba SNK indicó que estas diferencias se produjeron tanto en NAT como en ART (Tablas 2.191-2.194). *Melarhaphe neritoides* (Figura 2.54; Tablas 2.195-2.198), solamente mostró diferencias a nivel de hábitat en primavera ($F= 144$; $p< 0,01$) y de sitio en invierno ($F= 6,9$; $p< 0,05$). Por último, *P. vulgata* (Figura 2.55), no mostró diferencias significativas en ninguno de los cuatro muestreos realizados.

Los análisis de presencia/ausencia únicamente mostraron una mayor presencia de *P. vulgata* en ART en otoño, invierno y primavera. El resto de especies no mostró diferencias a lo largo del período de muestreo (Tablas 2.199-2.202).

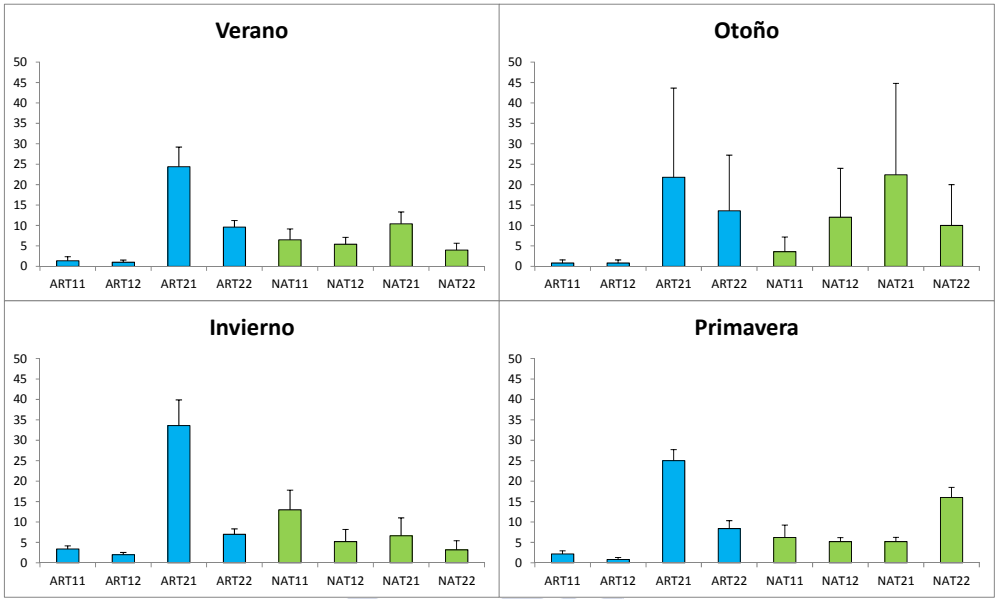


Fig. 2.53.- Media (+ error estándar) de la abundancia de *L. saxatilis* en cada uno de los transectos (n=5) en el nivel superior de la localidad de O Baño para cada una de las cuatro estaciones del año.

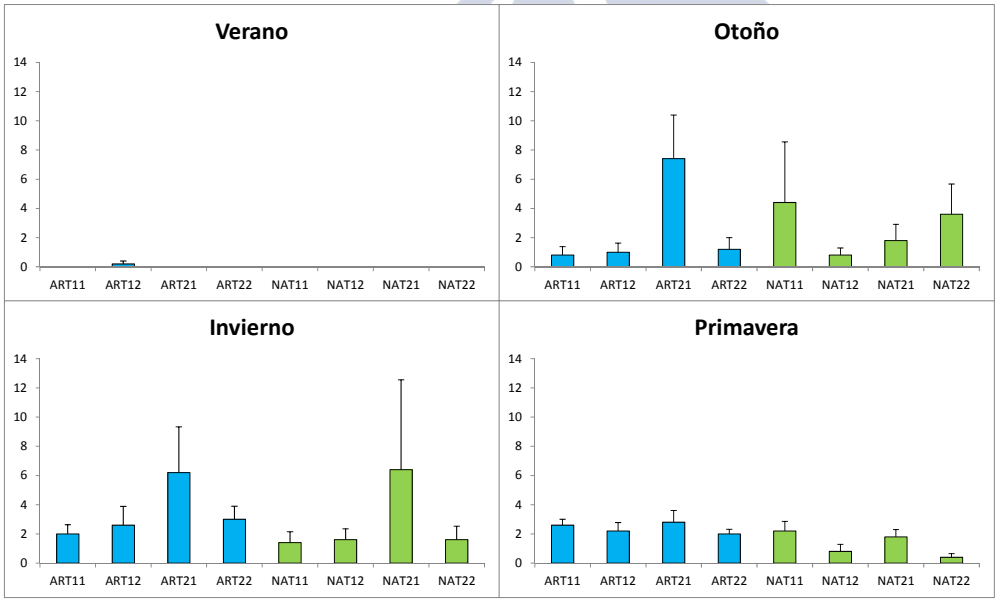


Fig. 2.54.- Media (+ error estándar) de la abundancia de *M. neritoides* en cada uno de los transectos (n=5) en el nivel superior de la localidad de O Baño para cada una de las cuatro estaciones del año.

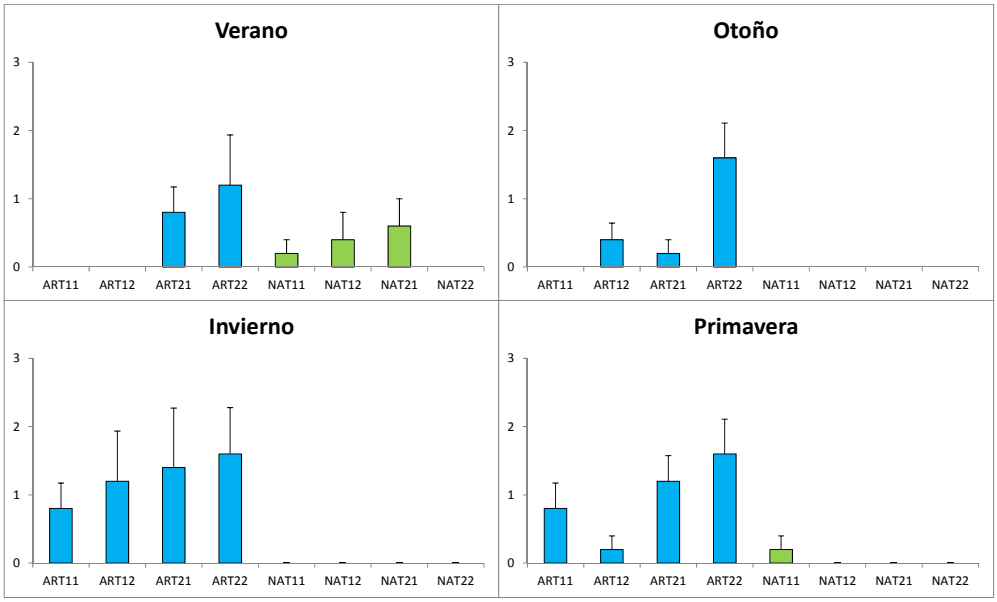


Fig. 2.55.- Media (+ error estándar) de la abundancia de *P. vulgata* en cada uno de los transectos (n=5) en el nivel superior de la localidad de O Baño para cada una de las cuatro estaciones del año.

Nivel medio

Las comunidades de este nivel no mostraron, al igual que en el caso anterior, ninguna agrupación definida en la representación gráfica de los análisis nMDS (Figura 2.56). Los análisis PERMANOVA mostraron diferencias a nivel de sitio en verano (Pseudo F= 4,6; p< 0,05) y de transecto en verano (Pseudo F= 2,8; p< 0,01), otoño (Pseudo F= 2,1; p< 0,01), invierno (Pseudo F= 2,8; p< 0,01) y primavera (Pseudo F= 3,5; p< 0,01) (Tablas); los resultados de las pruebas *a posteriori* no mostraron ningún patrón definido a lo largo de estos muestreos y como en casos anteriores, estas diferencias se encontraron tanto en ART como NAT (Tablas 2.203-2.206).

El número de especies (Figura 2.57; Tablas 2.207-2.210) solamente mostró diferencias significativas en primavera a nivel sitio (ANOVA, F= 10,5; p< 0,05). En cuanto a la abundancia total (Figura 2.58; Tablas 2.211-2.214), se encontraron diferencias significativas a nivel de sitio en verano (F= 7,5; p< 0,05) y de transecto en verano (F= 5,1; p< 0,01), otoño (F= 2,9; p< 0,05) y primavera (F= 10,9; p< 0,01), sin mostrar un patrón consistente. *Littorina saxatilis* (Figura 2.59) presentó diferencias a nivel de sitio en verano (F= 7,6; p< 0,05) y de transecto en verano (F= 3,5; p< 0,05), otoño (F= 3,0; p< 0,05), invierno (F= 2,7; p< 0,05) y primavera (F= 11,9; p< 0,01); estas

diferencias se dieron entre transectos en ART en de todos los muestreos salvo verano, donde se detectaron en NAT (Tablas 2.215-2.218). Otra de las especies más abundantes, *M. neritoides* (Figura 2.60), no mostró diferencias en ninguno de los muestreos. En el caso de *P. vulgata* (Figura 2.61; Tablas 2.219-2.222) las diferencias que se encontraron fueron a nivel de hábitat únicamente en verano ($F= 441$; $p< 0,01$) (Tabla 2.219) y de sitio en primavera ($F= 8,6$; $p< 0,05$) (Tabla 2.222). *Gibbula umbilicalis* (Figura 2.62) mostró diferencias en otoño a nivel de hábitat ($F= 117$; $p< 0,01$) y en invierno a nivel de transecto ($F= 5,4$; $p< 0,01$) en NAT (Tablas 2.223-2.226). Por último, *P. lineatus* (Figura 2.63) únicamente presentó diferencias a nivel de sitio en otoño ($F= 25$; $p< 0,01$) y primavera ($F= 14,4$; $p< 0,05$) (Tablas 2.227-2.230).

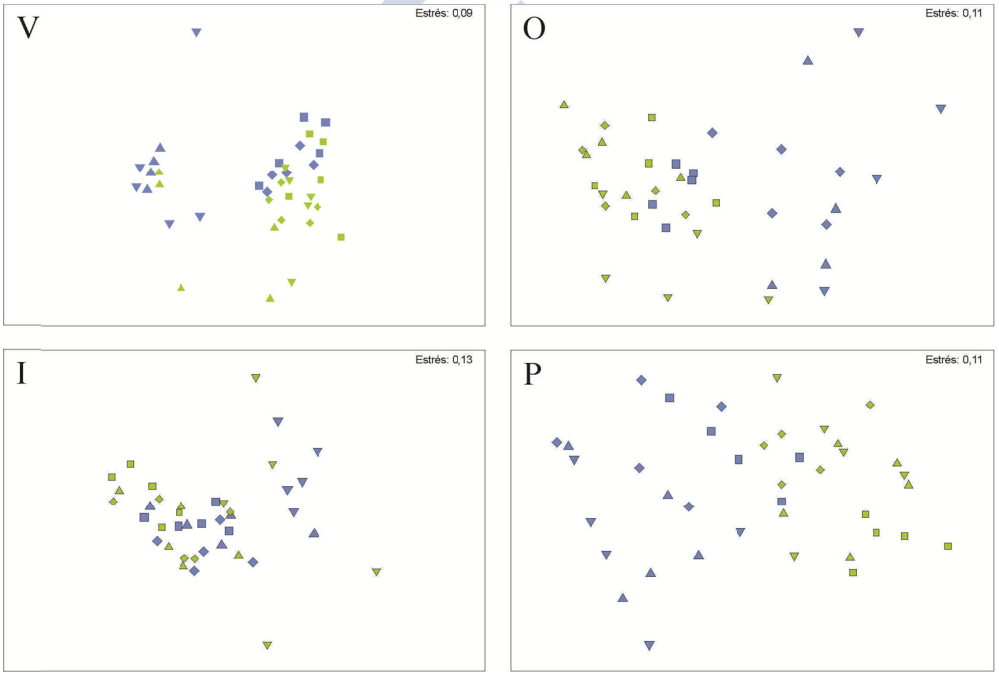


Fig. 2.56.- Resultados de los análisis nMDS para el nivel medio de la localidad de O Baño. V, Verano. O, Otoño. I, Invierno. P, Primavera.

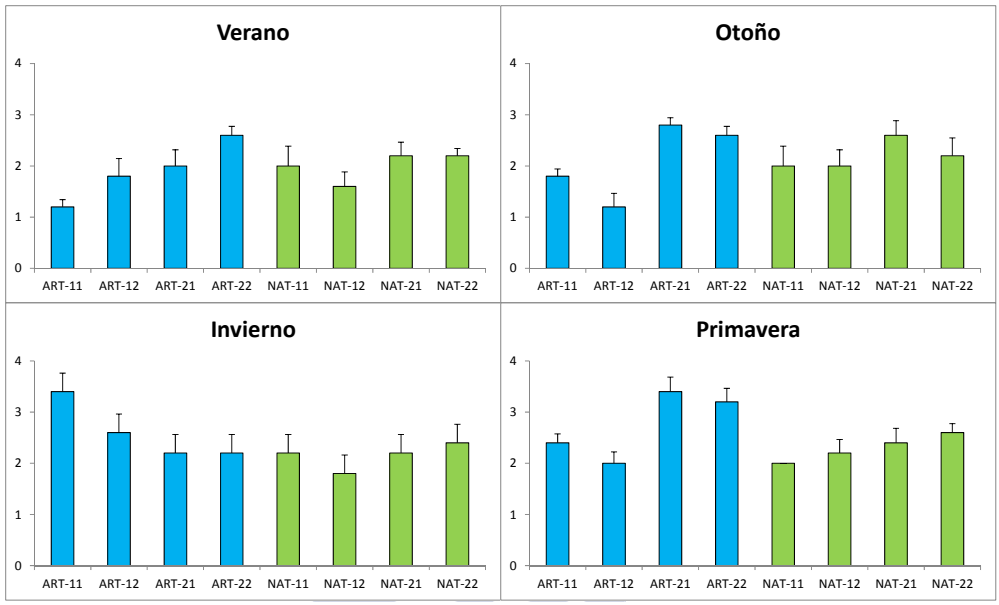


Fig. 2.57.- Media (+ error estándar) del número de especies en cada uno de los transectos (n=5) en el nivel medio de la localidad de O Baño para cada una de las cuatro estaciones del año.

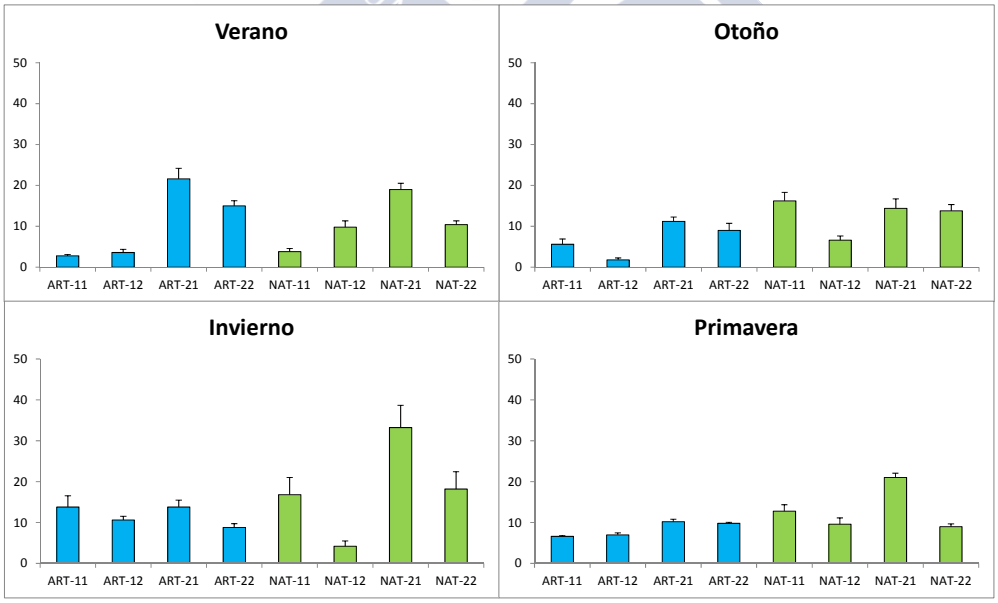


Fig. 2.58.- Media (+ error estándar) de la abundancia total en cada uno de los transectos (n=5) en el nivel medio de la localidad de O Baño para cada una de las cuatro estaciones del año.

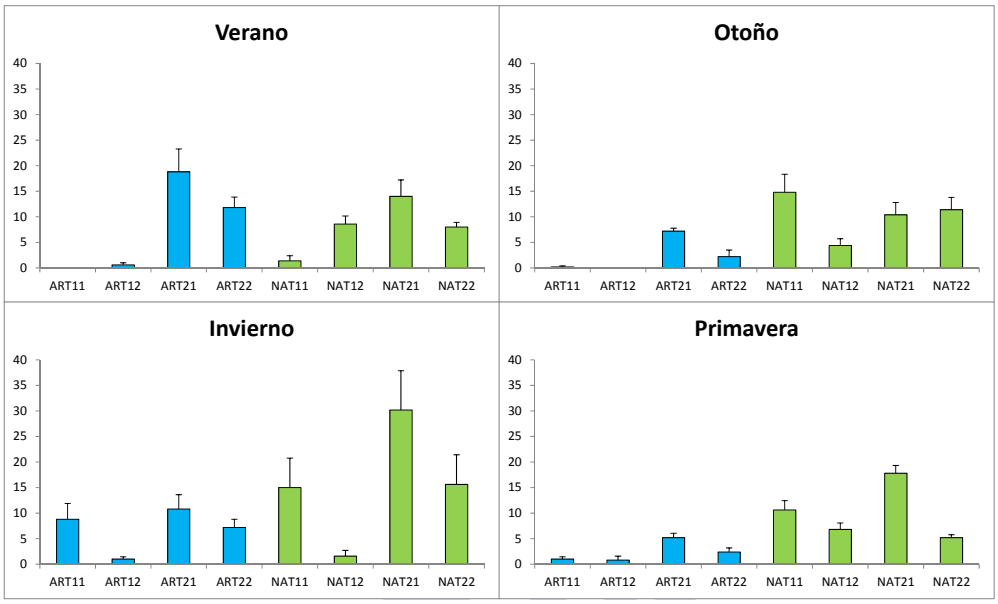


Fig. 2.59.- Media (+ error estándar) de la abundancia de *L. saxatilis* en cada uno de los transectos (n=5) en el nivel medio de la localidad de O Baño para cada una de las cuatro estaciones del año.

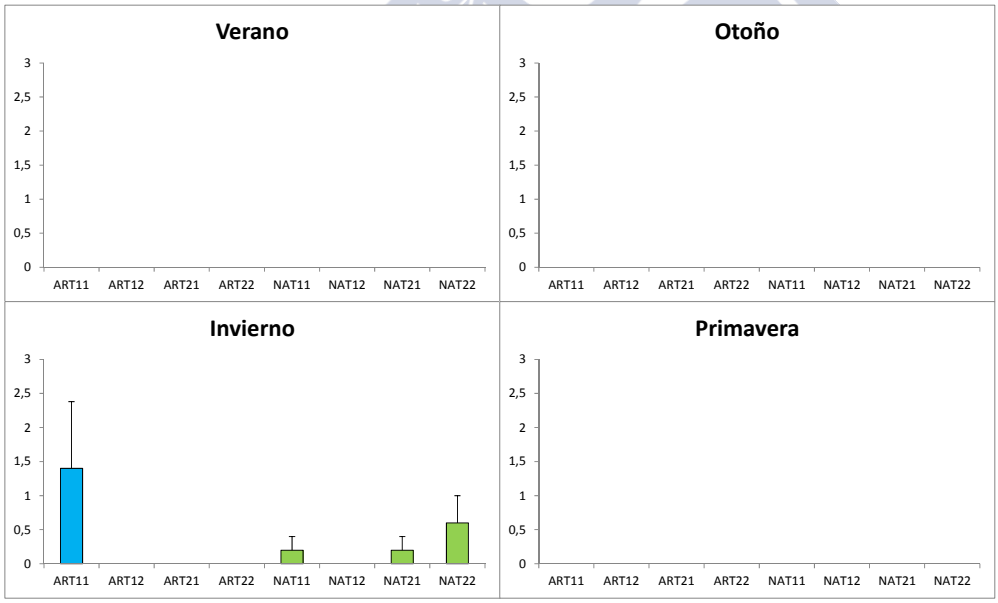


Fig. 2.60.- Media (+ error estándar) de la abundancia de *M. neritoides* en cada uno de los transectos (n=5) en el nivel medio de la localidad de O Baño para cada una de las cuatro estaciones del año.

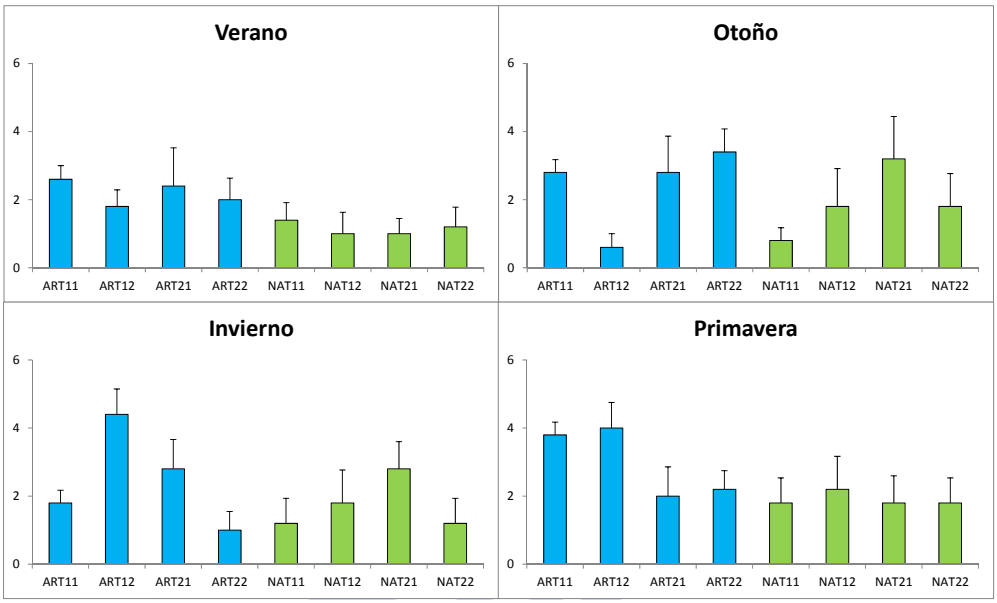


Fig. 2.61.- Media (+ error estándar) de la abundancia de *P. vulgata* en cada uno de los transectos (n=5) en el nivel medio de la localidad de O Baño para cada una de las cuatro estaciones del año.

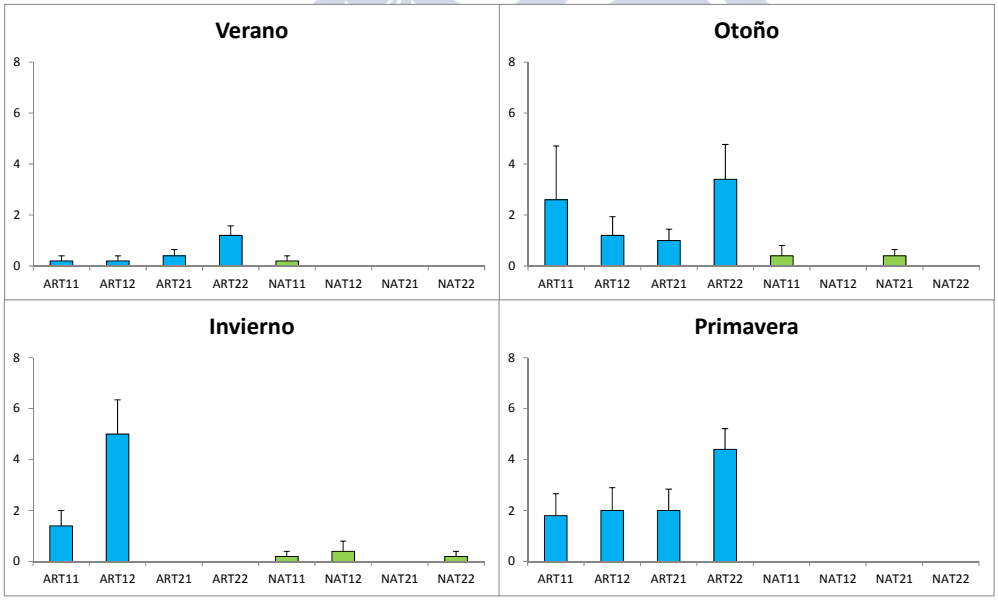


Fig. 2.62.- Media (+ error estándar) de la abundancia de *G. umbilicalis* en cada uno de los transectos (n=5) en el nivel medio de la localidad de O Baño para cada una de las cuatro estaciones del año.

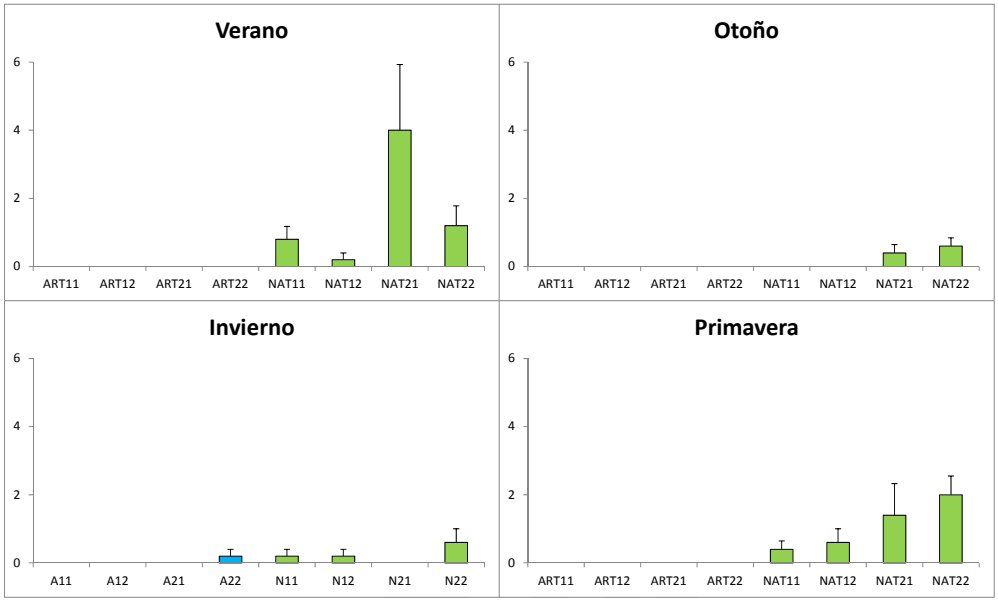


Fig. 2.63.- Media (+ error estándar) de la abundancia de *P. lineatus* en cada uno de los transectos (n=5) en el nivel medio de la localidad de O Baño para cada una de las cuatro estaciones del año.

Las pruebas χ^2 (Tablas 2.231- 2.234) mostraron que *P. lineatus* fue más frecuente en NAT en verano, otoño e invierno; de forma similar, *L. saxatilis* mostró una mayor presencia en NAT pero solamente en otoño y primavera. Por el contrario, *G. umbilicalis* tuvo una mayor presencia en ART en verano, otoño y primavera, al igual que *N. lapillus* (invierno y primavera) y *P. vulgata* (primavera).

Nivel inferior

Los análisis nMDs no mostraron agrupaciones de muestras definidas (Figura 2.64). Los resultados de los análisis PERMANOVA corroboraron este hecho y únicamente mostraron diferencias significativas a nivel de transecto en verano (Pseudo F= 2,6; p< 0,01), otoño (Pseudo F= 3,0; p< 0,01), invierno (Pseudo F= 2,0; p< 0,01) y primavera (Pseudo F= 2,3; p< 0,01) (Tablas 2.235-2.238); las pruebas SNK *a posteriori* detectaron que estas se producían tanto en ART como NAT (Tablas 2.235-2.238).

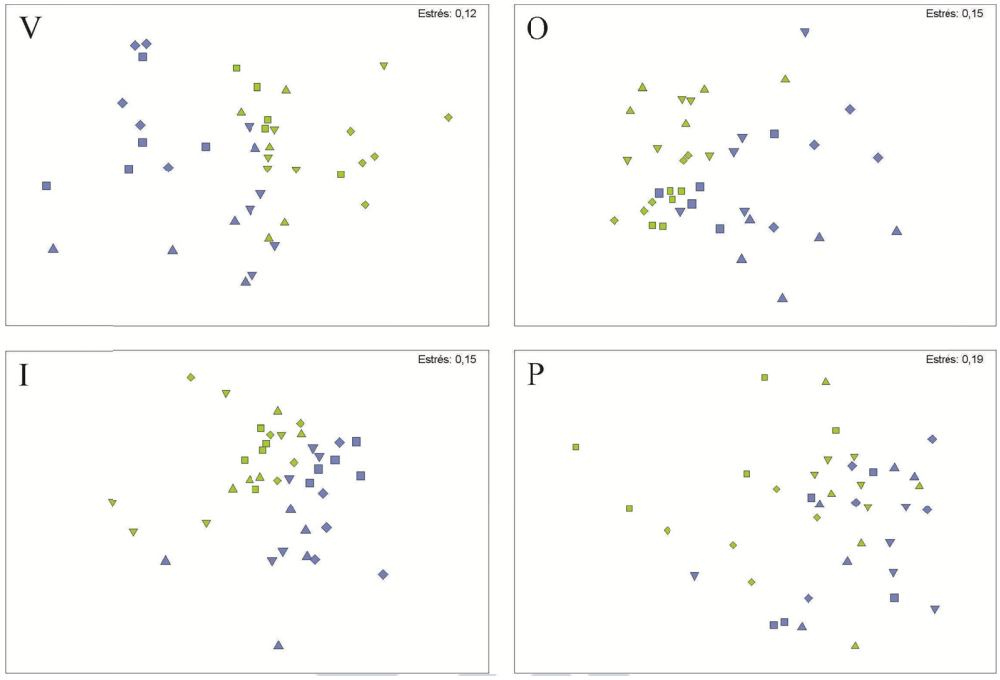


Fig. 2.64.- Resultados de los análisis nMDS para el nivel inferior de la localidad de O Baño. V, Verano. O, Otoño. I, Invierno. P, Primavera.

Los valores del número de especies (Figura 2.65; Tablas 2.239-2.242) tampoco reflejaron diferencias consistentes entre hábitats pero sí a nivel de transecto en verano (ANOVA, $F= 4,1$; $p< 0,01$) (Tabla 2.239). En el caso de la abundancia total (Figura 2.66; Tablas 2.243-2.246), se encontraron diferencias a nivel de hábitat en otoño ($F= 58,1$; $p< 0,05$) y de transecto en otoño ($F= 5,0$; $p< 0,01$), invierno ($F= 3,2$; $p< 0,05$) y primavera ($F= 2,9$; $p< 0,05$). *Littorina littorea* (Figura 2.67) solamente presentó diferencias a nivel de hábitat en invierno ($F= 25$; $p< 0,05$), a nivel de sitio en primavera ($F= 8,5$; $p< 0,05$) y a nivel de transecto en verano ($F= 6,3$; $p< 0,01$) (Tablas 2.247-2.250). *Patella vulgata* (Figura 2.68) únicamente mostró diferencias a nivel de transecto en verano ($F= 3,0$; $p< 0,05$) y primavera ($F= 4,3$; $p< 0,01$), siempre en ART (Tablas 2.251-2.254). Por su parte, *G. umbilicalis* (Figura 2.69), presentó diferencias a nivel de sitio en verano ($F= 9,2$; $p< 0,05$) y de transecto en otoño ($F= 4,8$; $p< 0,01$) e invierno ($F= 3,0$; $p< 0,05$); las pruebas SNK evidenciaron que estas diferencias se producían tanto en ART como NAT (Tablas 2.255-2.258). *Phorcus lineatus* (Figura 2.70) siguió un patrón muy similar al de *G. umbilicalis*, con diferencias a nivel de sitio en verano ($F= 9,2$; $p< 0,05$) y de transecto en otoño ($F= 4,8$; $p< 0,01$) e invierno ($F= 3,0$; $p< 0,05$), sin un patrón claro en el sentido de estas diferencias (Tablas 2.259-2.262). Por último, *N. lapillus* (Figura 2.71) mostró diferencias a nivel de sitio en

invierno (F= 145,8; p< 0,01) y a nivel de transecto en verano (F= 5,3; p< 0,01) (Tablas 2.263-2.264).

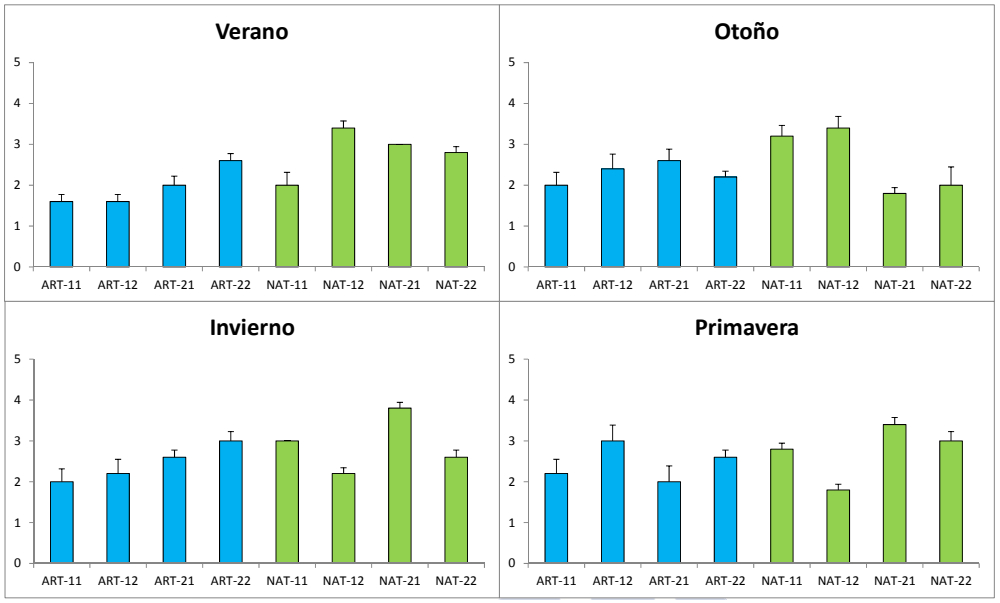


Fig. 2.65.- Media (+ error estándar) del número de especies en cada uno de los transectos (n=5) en el nivel inferior de la localidad de O Baño para cada una de las cuatro estaciones del año.

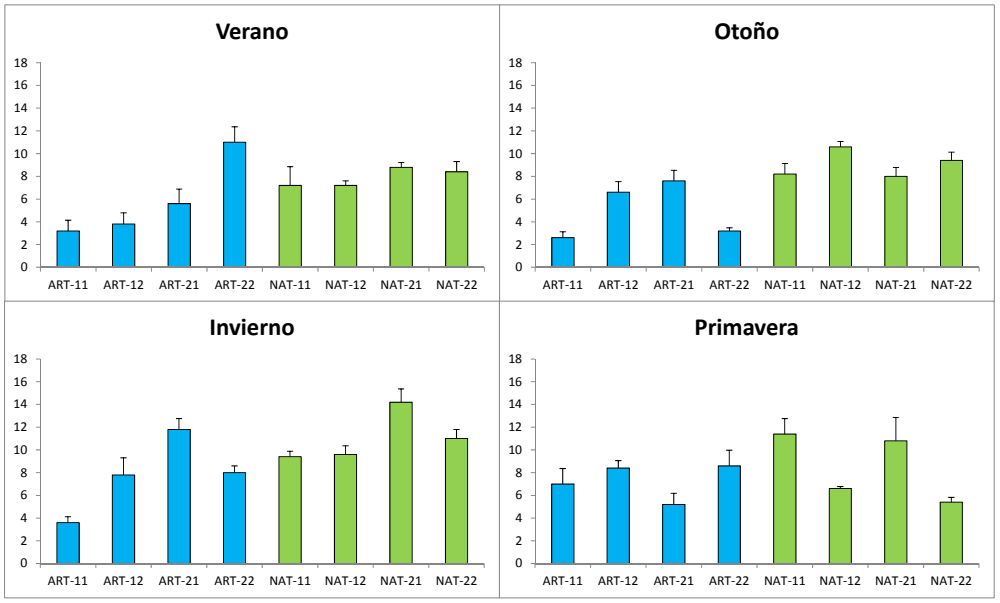


Fig. 2.66.- Media (+ error estándar) de la abundancia total en cada uno de los transectos (n=5) en el nivel inferior de la localidad de O Baño para cada una de las cuatro estaciones del año.

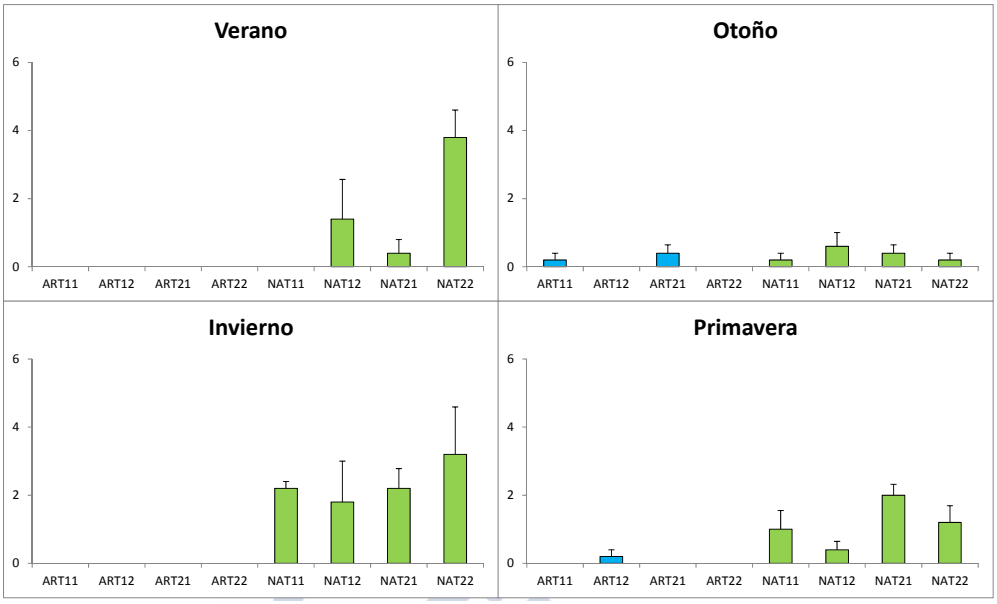


Fig. 2.67.- Media (+ error estándar) de la abundancia de *L. littorea* en cada uno de los transectos (n=5) en el nivel inferior de la localidad de O Baño para cada una de las cuatro estaciones del año.

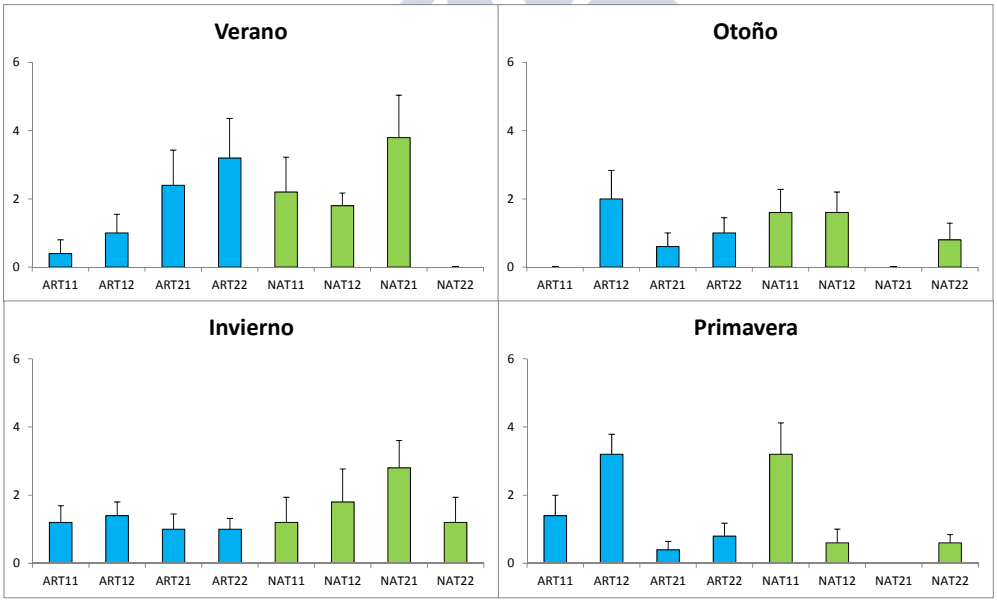


Fig. 2.68.- Media (+ error estándar) de la abundancia de *P. vulgata* en cada uno de los transectos (n=5) en el nivel inferior de la localidad de O Baño para cada una de las cuatro estaciones del año.

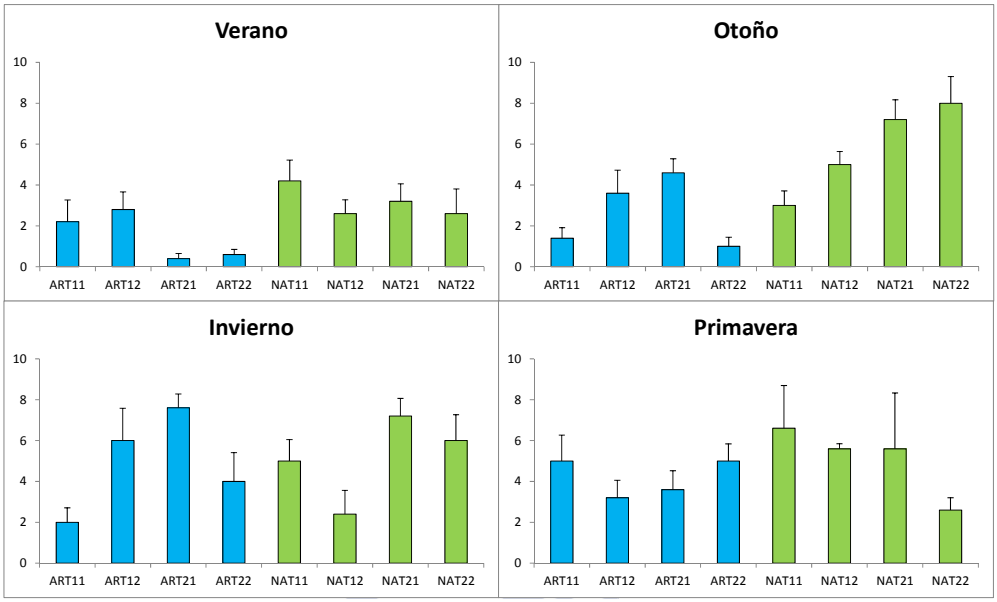


Fig. 2.69.- Media (+ error estándar) de la abundancia de *G. umbilicalis* en cada uno de los transectos (n=5) en el nivel inferior de la localidad de O Baño para cada una de las cuatro estaciones del año.

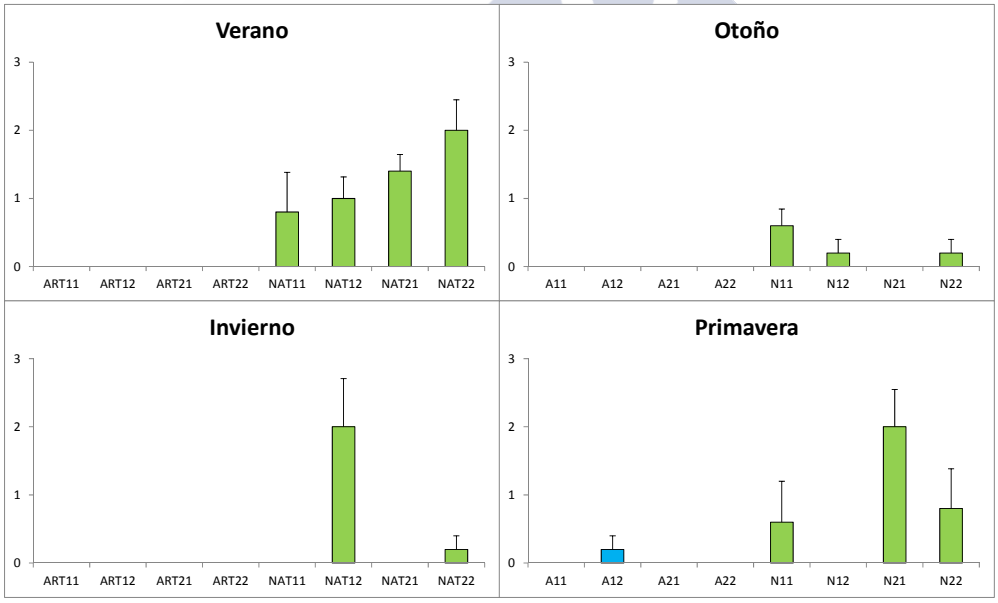


Fig. 2.70.- Media (+ error estándar) de la abundancia de *P. lineatus* en cada uno de los transectos (n=5) en el nivel inferior de la localidad de O Baño para cada una de las cuatro estaciones del año.

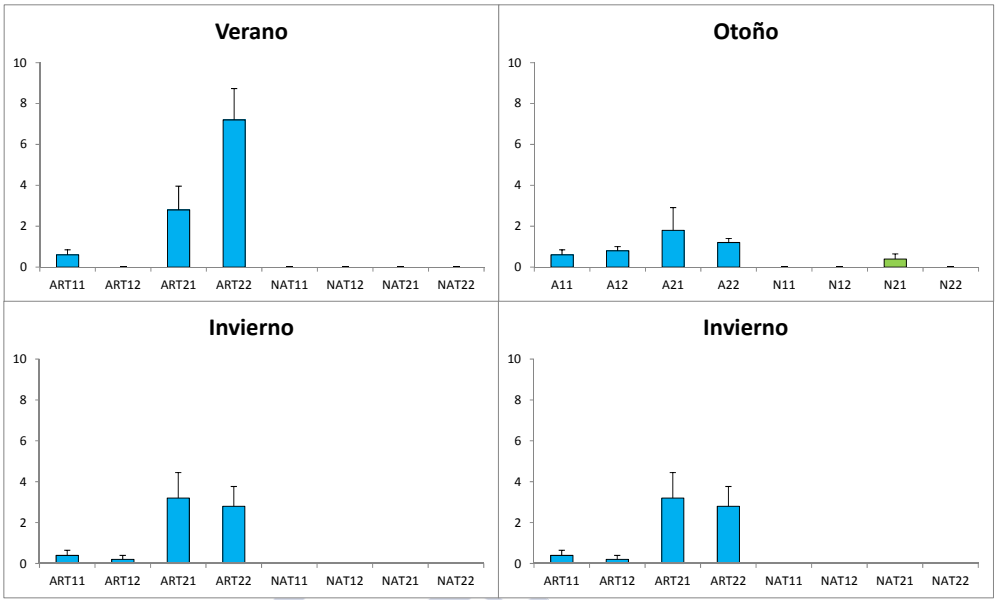


Fig. 2.71.- Media (+ error estándar) de la abundancia de *N. lapillus* en cada uno de los transectos (n=5) en el nivel inferior de la localidad de O Baño para cada una de las cuatro estaciones del año.

Los análisis de presencia/ausencia mostraron algunos patrones definidos; así, *N. lapillus* fue más frecuente en ART en todos las estaciones. Por el contrario, *L. littorea* y *P. lineatus* mostraron una mayor presencia en NAT, en este caso en verano, invierno y primavera la primera, y en verano, otoño y primavera la segunda (Tablas 2.267-2.270). Por último cabe destacar que *L. saxatilis* mostró también una mayor presencia en NAT en otoño e invierno y *G. umbilicalis* en otoño.

2.4.1.4. O Vispón

Nivel superior

Los análisis de ordenación (nMDS) únicamente mostraron diferencias entre hábitats en invierno, apareciendo dos grupos de muestras correspondientes a cada hábitat (Figura 2.72). Sin embargo, los análisis PERMANOVA, no detectaron diferencias significativas a nivel de hábitat y sólo a nivel de sitio en primavera (Pseudo F= 7,8; p< 0,01) y a nivel de transecto en invierno (Pseudo F= 7,1; p< 0,01). Las pruebas *a posteriori* no mostraron ningún patrón consistente en estas diferencias (Tablas 2.271-2.273).

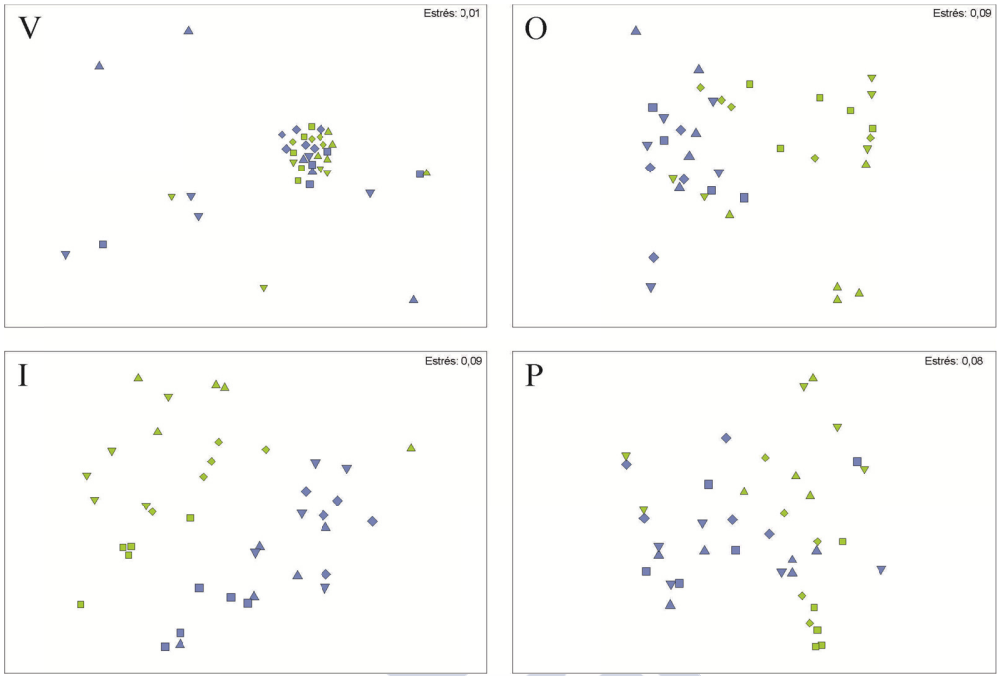


Fig. 2.72.- Resultados de los análisis nMDS para el nivel superior de la localidad de O Vispón. V, Verano. O, Otoño. I, Invierno. P, Primavera.

Así mismo, los valores del número de especies (Figura 2.73) tampoco mostraron diferencias significativas en ninguno de los cuatro muestreos realizados (ANOVA, Tablas 2.274-2.277); en cuanto a la abundancia total (Figura 2.74; Tablas 2.278-2.281) se encontraron diferencias únicamente a nivel de transecto en verano ($F= 3,5$; $p< 0,05$), invierno ($F= 9,9$; $p< 0,01$) y primavera ($F= 3,3$; $p< 0,05$), sin ningún patrón consistente. En cuanto a las especies más abundantes, *L. saxatilis* (Figura 2.75) presentó diferencias a nivel de hábitat en invierno ($F= 74,8$; $p< 0,05$) y a nivel de transecto en verano ($F= 5,2$; $p< 0,01$), otoño ($F= 5,8$; $p< 0,01$), invierno ($F= 10,7$; $p< 0,01$) y primavera ($F= 2,8$; $p< 0,05$); las pruebas SNK no detectaron diferencias entre transectos tanto de ART como NAT (Tablas 2.282-2.285). *Melarhaphe neritoides* (Figura 2.76) únicamente mostró diferencias a nivel de sitio en verano ($F= 12,1$; $p< 0,05$) y de transecto en invierno ($F= 8,2$; $p< 0,01$) (Tablas 2.286-2.289). Por último, *P. vulgata* (Figura 2.77) no mostró diferencias en ninguno de los cuatro muestreos realizados.

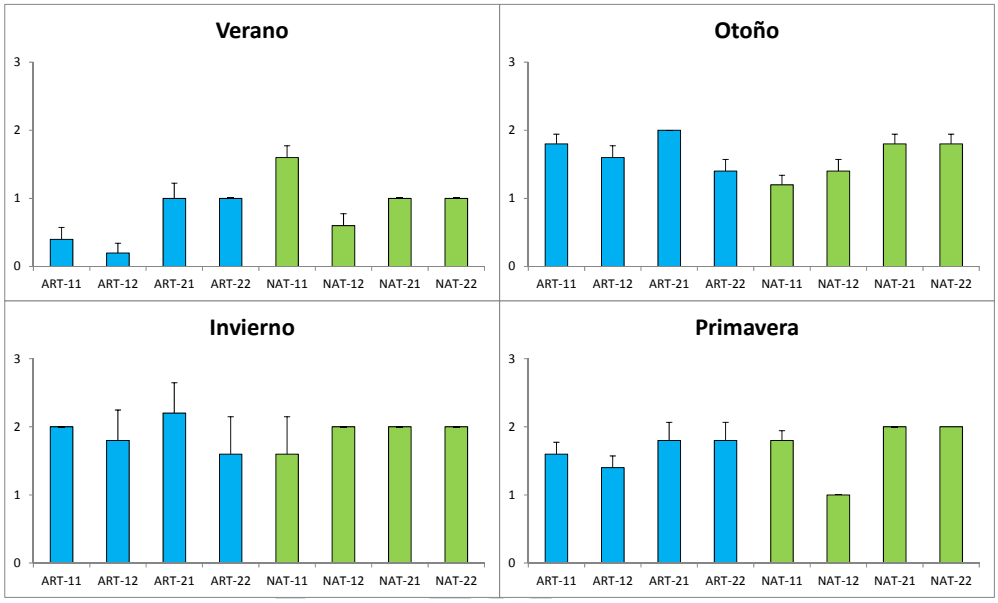


Fig. 2.73.- Media (+ error estándar) del número de especies en cada uno de los transectos (n=5) en el nivel superior de la localidad de O Vispón para cada una de las cuatro estaciones del año.

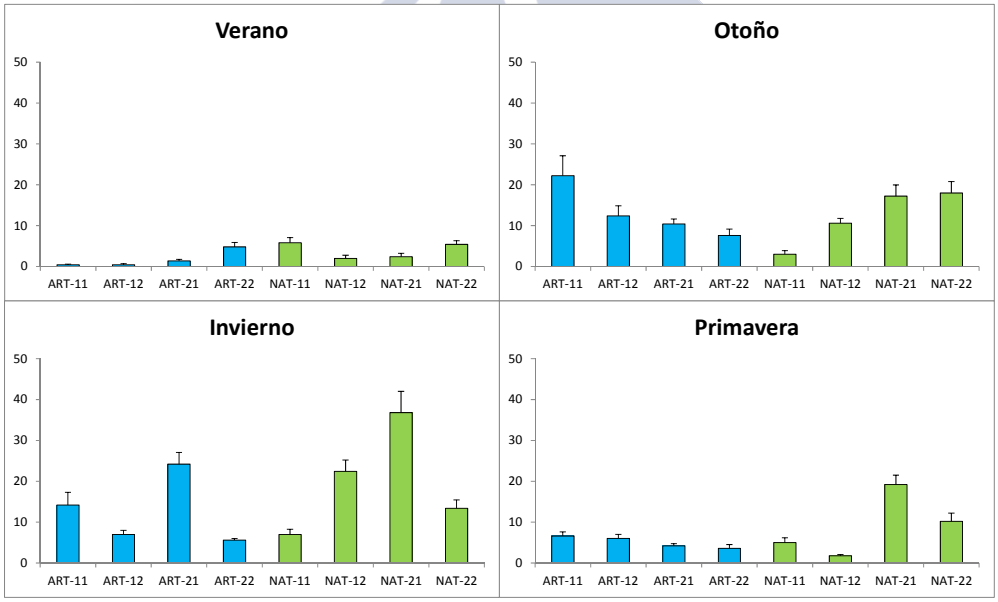


Fig. 2.74.- Media (+ error estándar) de la abundancia total en cada uno de los transectos (n=5) en el nivel superior de la localidad de O Vispón para cada una de las cuatro estaciones del año.

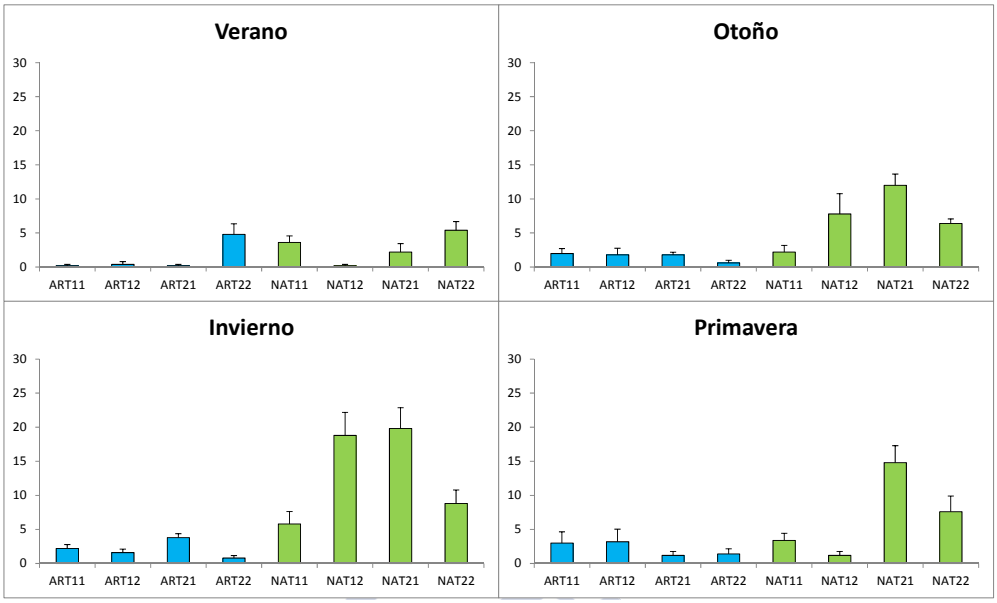


Fig. 2.75.- Media (+ error estándar) de la abundancia de *L. saxatilis* en cada uno de los transectos (n=5) en el nivel superior de la localidad de O Vispón para cada una de las cuatro estaciones del año.

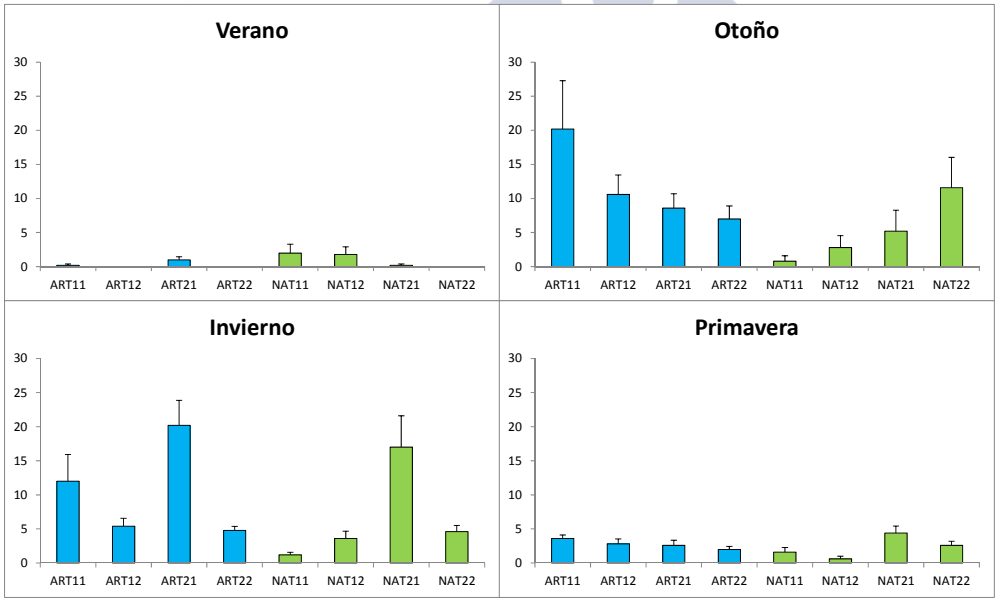


Fig. 2.76.- Media (+ error estándar) de la abundancia de *M. neritoides* en cada uno de los transectos (n=5) en el nivel superior de la localidad de O Vispón para cada una de las cuatro estaciones del año.

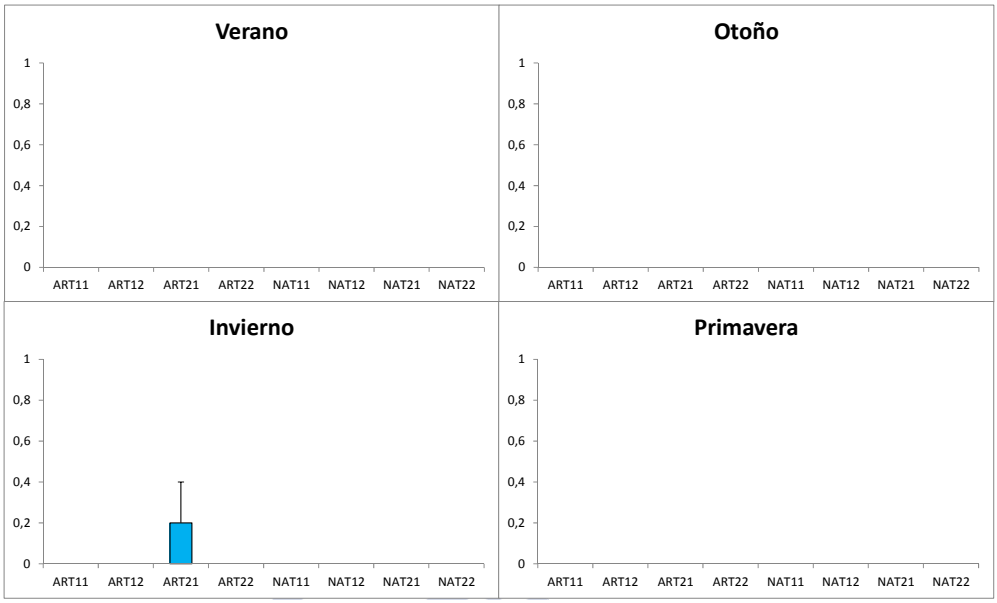


Fig. 2.77.- Media (+ error estándar) de la abundancia de *P. vulgata* en cada uno de los transectos (n=5) en el nivel superior de la localidad de O Vispón para cada una de las cuatro estaciones del año.

Las pruebas χ^2 (Tablas 2.290-2.293) solamente mostraron una mayor presencia de la especie *L. saxatilis* en NAT en otoño y primavera; por el contrario, *M. neritoides* fue más frecuente en ART en otoño.

Nivel medio

El análisis de ordenación nMDS no detectó grupos definidos de muestras (Figura 2.78), lo cual se vio corroborado por los análisis PERMANOVA, ya que la únicas diferencias significativas se produjeron a nivel de transecto en invierno ($F= 2,4$; $p< 0,01$) y primavera ($F= 2,9$; $p< 0,01$) (Tablas 2.294-2.296). Las pruebas *a posteriori* evidenciaron que estas diferencias se produjeron en NAT (Tablas 2.294-2.296).

Los análisis de la varianza según el número de especies (Figura 2.79) únicamente mostraron diferencias a nivel de hábitat en invierno ($F= 25$; $p< 0,05$) y de transecto en otoño ($F= 2,8$; $p< 0,05$) (Tablas 2.297-2.300). Los resultados de los análisis sobre la abundancia total (Figura 2.80; Tablas 2.301-2.304) mostraron diferencias a nivel de hábitat en otoño ($F= 25,9$; $p< 0,05$) y de transecto en verano ($F= 6,3$; $p< 0,01$), otoño ($F= 4,5$; $p< 0,01$) y primavera ($F= 10,8$; $p< 0,01$), produciéndose estas diferencias tanto entre transectos de ART como NAT. *Littorina saxatilis* (Figura 2.81) presentó diferencias a nivel de transecto en verano ($F= 4,2$; $p< 0,01$), invierno ($F= 3,7$; $p< 0,05$) y primavera ($F= 4,5$; $p< 0,01$) (Tablas 2.305-2.308); las pruebas SNK indicaron que

estas diferencias se produjeron tanto en ART como NAT. Por su parte, *M. neritoides* (Figura 2.82) no mostró diferencias en ninguno de los cuatro muestreos realizados. *Patella vulgata* (Figura 2.83) presentó diferencias sólo a nivel de hábitat y transecto en otoño (F= 49; p< 0,05) y verano (F= 6,5; p< 0,01) respectivamente (Tablas 2.309-2.312); las pruebas SNK mostraron una mayor abundancia en otoño en NAT que en ART y que las diferencias entre transectos se produjeron en ART. *Gibbula umbilicalis* (Figura 2.84; Tablas 2.313-2.315) solamente mostró diferencias a nivel de hábitat en primavera (F= 200; p< 0,01) (Tabla 2.315), siendo más abundante en ART que en NAT. Por último, *P. lineatus* (Figura 2.85), mostró diferencias a nivel de sitio en otoño (F= 9; p< 0,05) y de transecto en invierno (F= 5,1; p< 0,01) (Tablas 2.316-2.319).

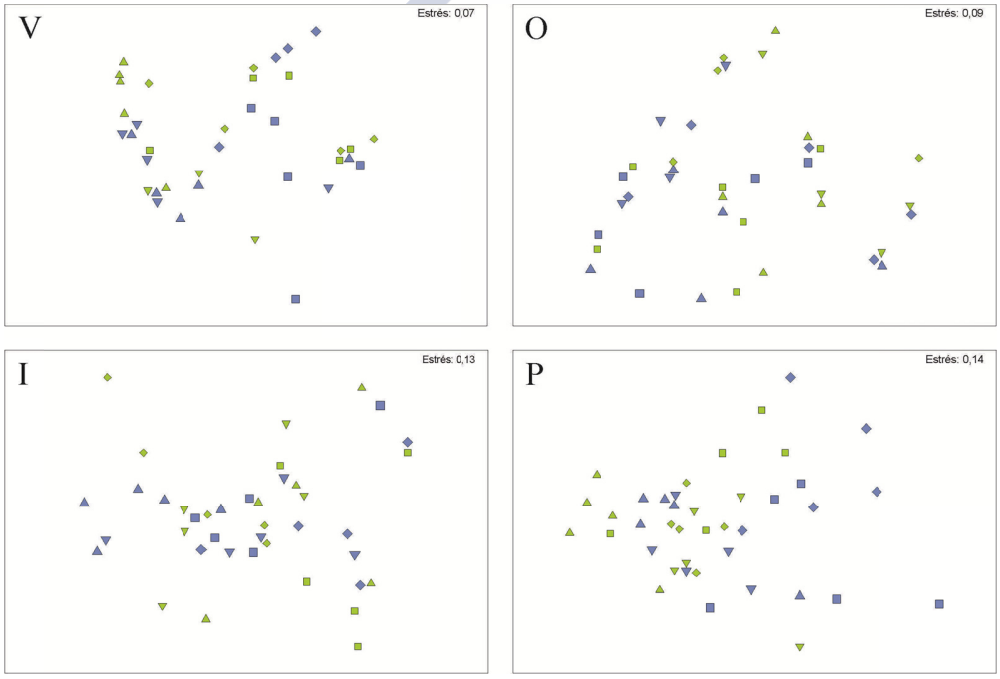


Fig. 2.78.- Resultados de los análisis nMDS para el nivel medio de la localidad de O Vispón. V, Verano. O, Otoño. I, Invierno. P, Primavera.

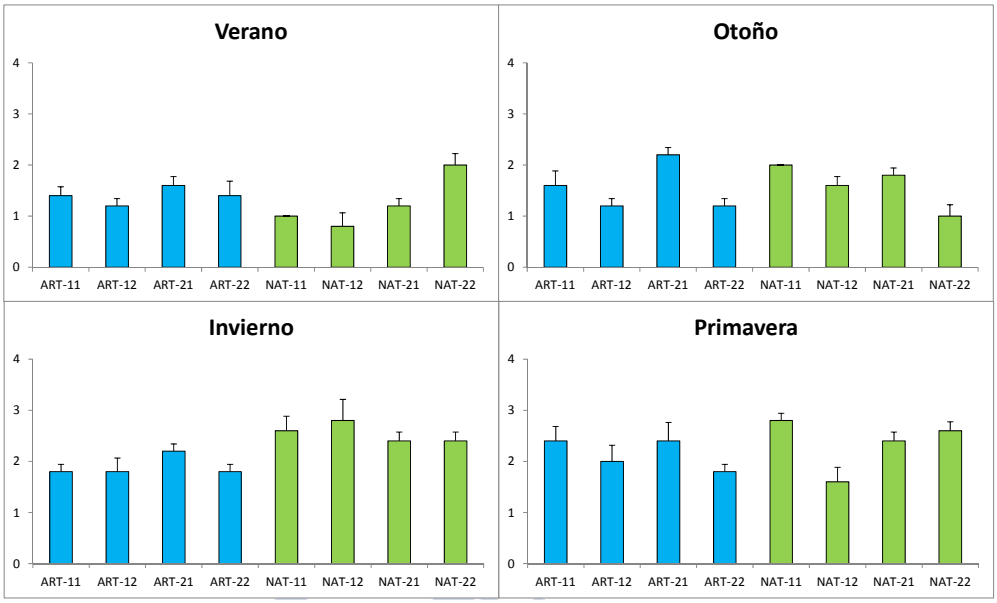


Fig. 2.79.- Media (+ error estándar) del número de especies en cada uno de los transectos (n=5) en el nivel medio de la localidad de O Vispón para cada una de las cuatro estaciones del año.

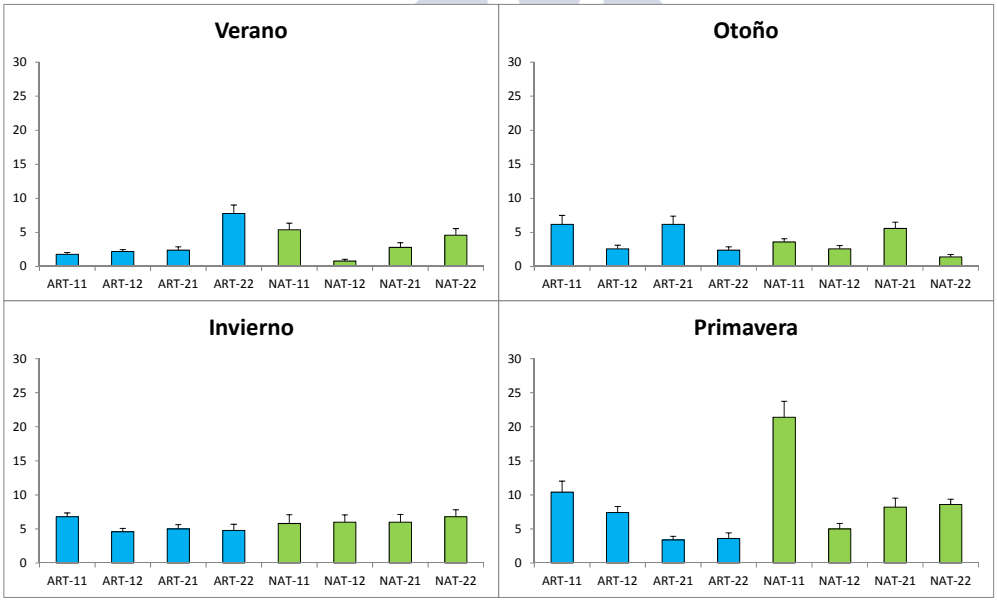


Fig. 2.80.- Media (+ error estándar) de la abundancia total en cada uno de los transectos (n=5) en el nivel medio de la localidad de O Vispón para cada una de las cuatro estaciones del año.

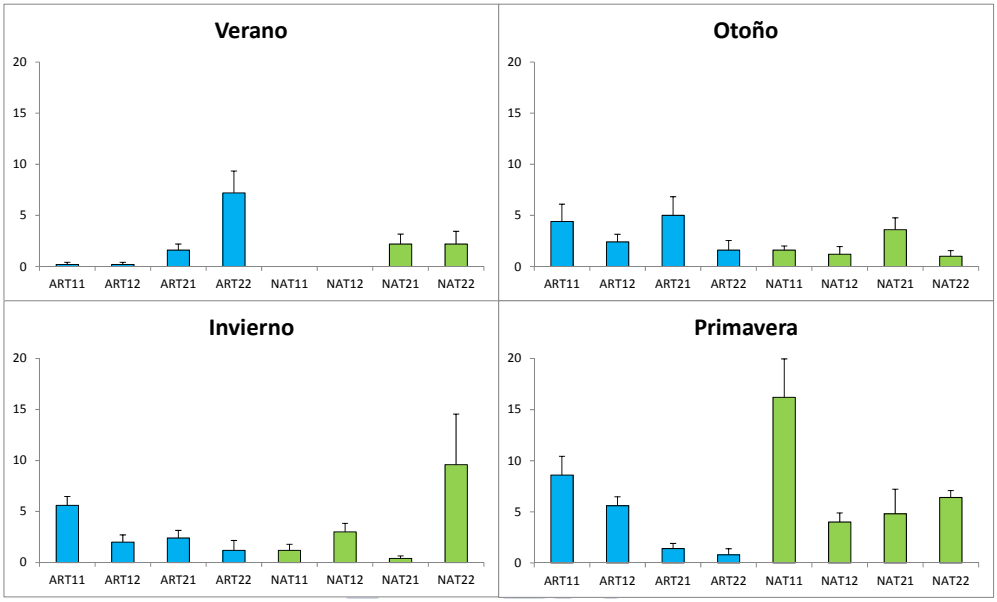


Fig. 2.81.- Media (+ error estándar) de la abundancia de *L. saxatilis* en cada uno de los transectos (n=5) en el nivel medio de la localidad de O Vispón para cada una de las cuatro estaciones del año.

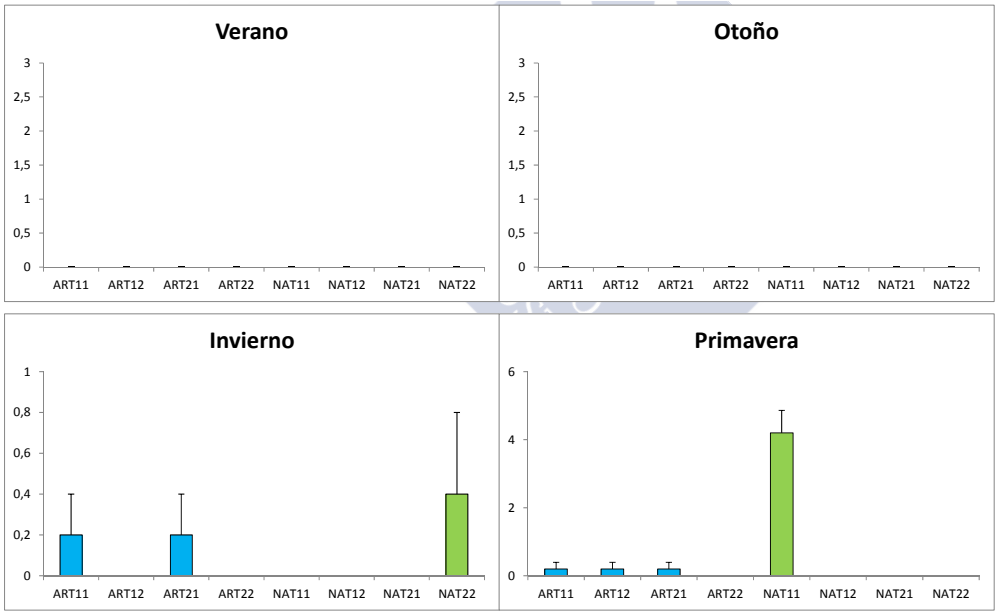


Fig. 2.82.- Media (+ error estándar) de la abundancia de *M. neritoides* en cada uno de los transectos (n=5) en el nivel medio de la localidad de O Vispón para cada una de las cuatro estaciones del año.

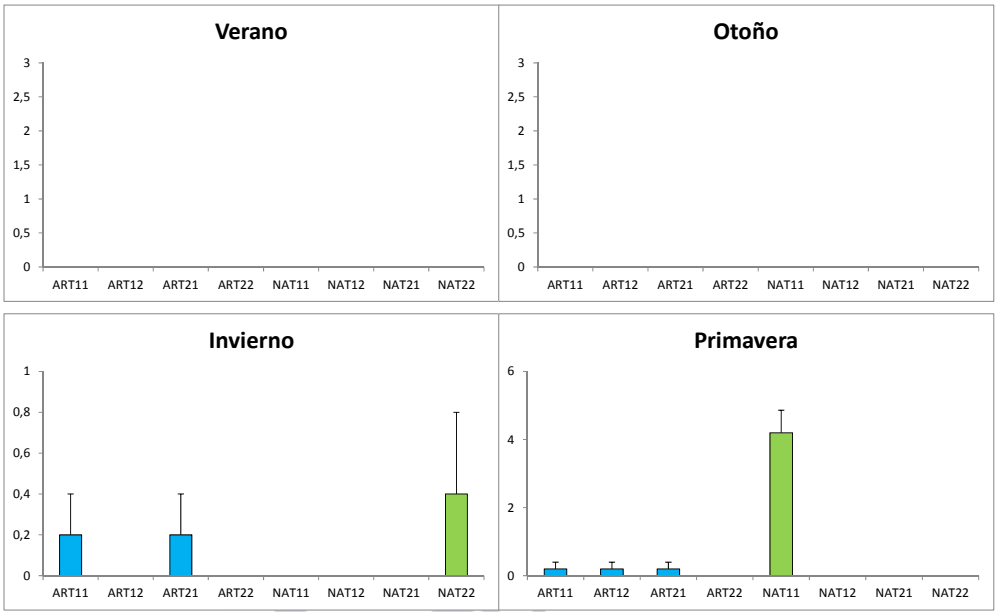


Fig. 2.83.- Media (+ error estándar) de la abundancia de *P. vulgata* en cada uno de los transectos (n=5) en el nivel medio de la localidad de O Vispón para cada una de las cuatro estaciones del año.

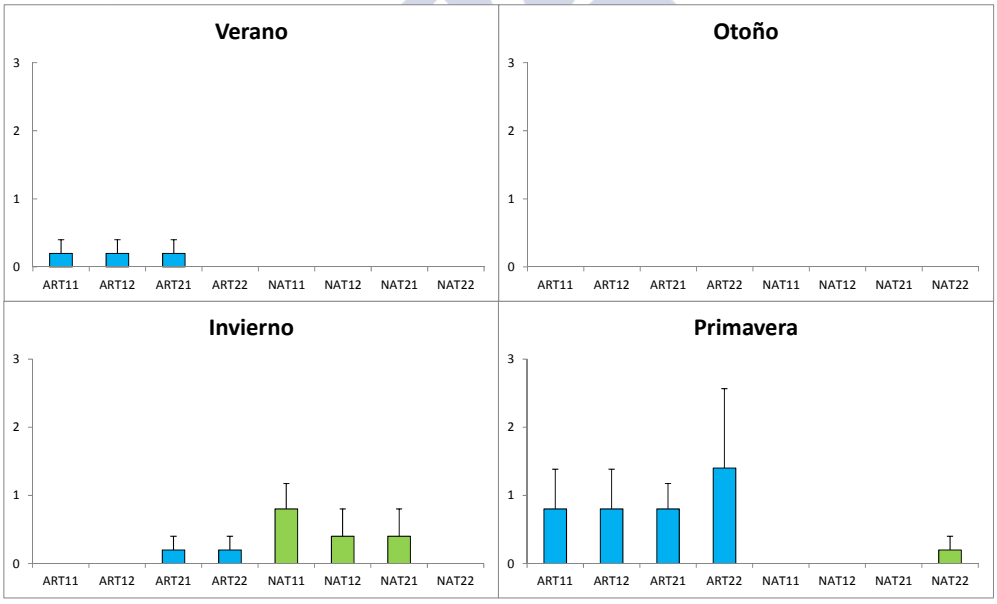


Fig. 2.84.- Media (+ error estándar) de la abundancia de *G. umbilicalis* en cada uno de los transectos (n=5) en el nivel medio de la localidad de O Vispón para cada una de las cuatro estaciones del año.

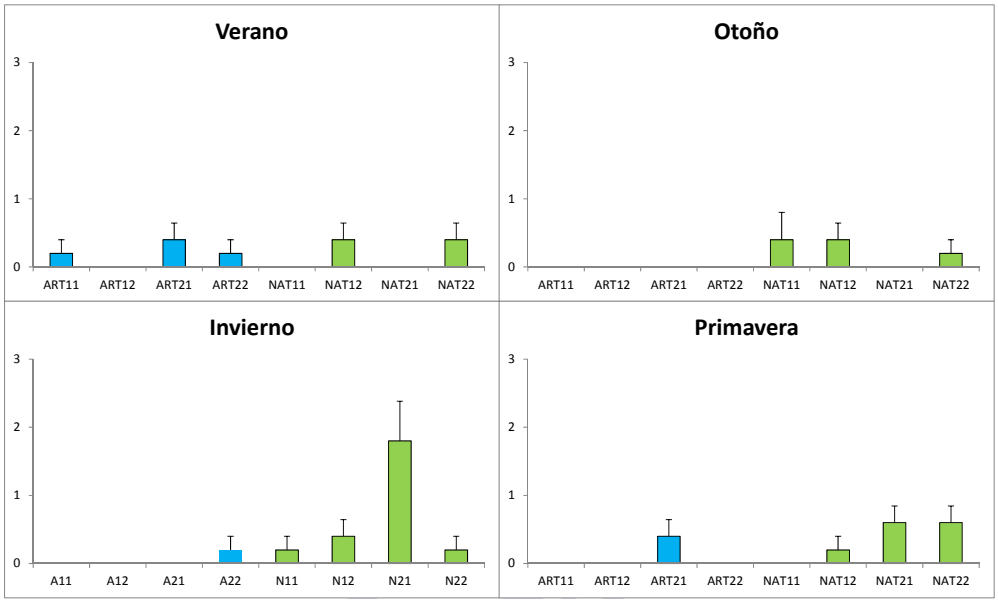


Fig. 2.85.- Media (+ error estándar) de la abundancia de *P. lineatus* en cada uno de los transectos (n=5) en el nivel medio de la localidad de O Vispón para cada una de las cuatro estaciones del año.

Los análisis de presencia/ausencia (Tablas 2.320-2.323) tampoco mostraron un patrón definido; así *P. lineatus* fue más frecuente en NAT en otoño e invierno. *Patella vulgata* y *G. umbilicalis* mostraron, por el contrario, una mayor presencia en ART pero únicamente en primavera; *L. saxatilis* y *M. neritoides* también tuvieron una mayor presencia en ART pero en primavera y otoño respectivamente.

Nivel inferior

Los análisis de ordenación nMDS no resaltaron diferencias entre los dos hábitats salvo en primavera (Figura 2.86). Sin embargo, estas diferencias no se vieron confirmadas por los análisis PERMANOVA, los cuales solamente detectaron diferencias a nivel de sitio en primavera (Pseudo F= 2,7; p< 0,05) y de transecto en verano (Pseudo F= 3,4; p< 0,01) y primavera (Pseudo F= 2,3; p< 0,01) (Tablas 2.324-2.327). Las pruebas *a posteriori* indicaron que las diferencias a nivel de sitio y transecto se producían tanto entre ART como NAT.

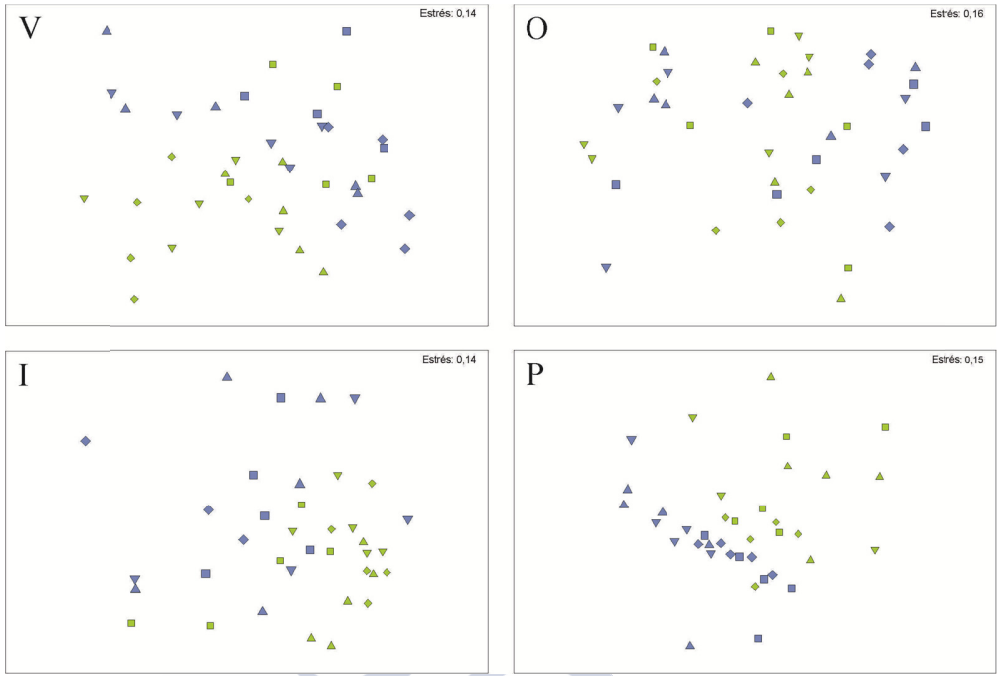


Fig. 2.86.- Resultados de los análisis nMDS para el nivel inferior de la localidad de O Vispón. V, Verano. O, Otoño. I, Invierno. P, Primavera.

Los análisis ANOVA del número de especies (Figura 2.87) no mostraron diferencias significativas en ninguno de los cuatro muestreos realizados (Tablas 2.328-2.331). Por el contrario, los valores de abundancia total (Figura 2.88; Tablas 2.332-2.335) presentaron diferencias significativas a nivel de transecto en verano ($F= 4,5$; $p< 0,01$), invierno ($F= 2,9$; $p< 0,05$) y primavera ($F= 5,7$; $p< 0,01$) aunque sin mostrar ningún patrón consistente. *Littorina littorea* (Figura 2.89) solamente presentó diferencias a nivel de transecto en invierno ($F= 4,6$; $p< 0,01$) en ART (Tablas 2.336-2.338). *Gibbula umbilicalis* (Figura 2.90) presentó diferencias a nivel de sitio en ART y NAT en primavera ($F= 18,2$; $p< 0,01$) y de transecto en NAT en verano ($F= 3,5$; $p< 0,05$) (Tablas 2.339-2.342). *Phorcus lineatus* (Figura 2.91) mostró diferencias a nivel de hábitat en verano ($F= 1521$; $p< 0,01$), otoño ($F= 81$; $p< 0,05$) y primavera ($F= 1521$; $p< 0,01$) y a nivel de transecto en verano ($F= 4,9$; $p< 0,01$), otoño ($F= 3,1$; $p< 0,05$), invierno ($F= 4,5$; $p< 0,01$) y primavera ($F= 4,9$; $p< 0,01$) (Tablas 2.343-2.346); las pruebas SNK indicaron que *P. lineatus* fue más abundante en NAT que en ART. Por último las especies *P. vulgata* (Figura 2.92; Tablas 2.347-2.350) y *N. lapillus* (Figura 2.93; Tablas 2.351-2.354) no mostraron diferencias significativas en ninguno de los cuatro muestreos.

Las pruebas χ^2 (Tablas 2.355-2.358) mostraron que *P. lineatus* fue más frecuente en NAT que en ART en verano, otoño y primavera. Así mismo, *L. littorea* mostró una mayor presencia en NAT en otoño e invierno. Por último, *G. umbilicalis* y *L. saxatilis* solamente mostraron una mayor presencia en NAT en invierno y primavera respectivamente.

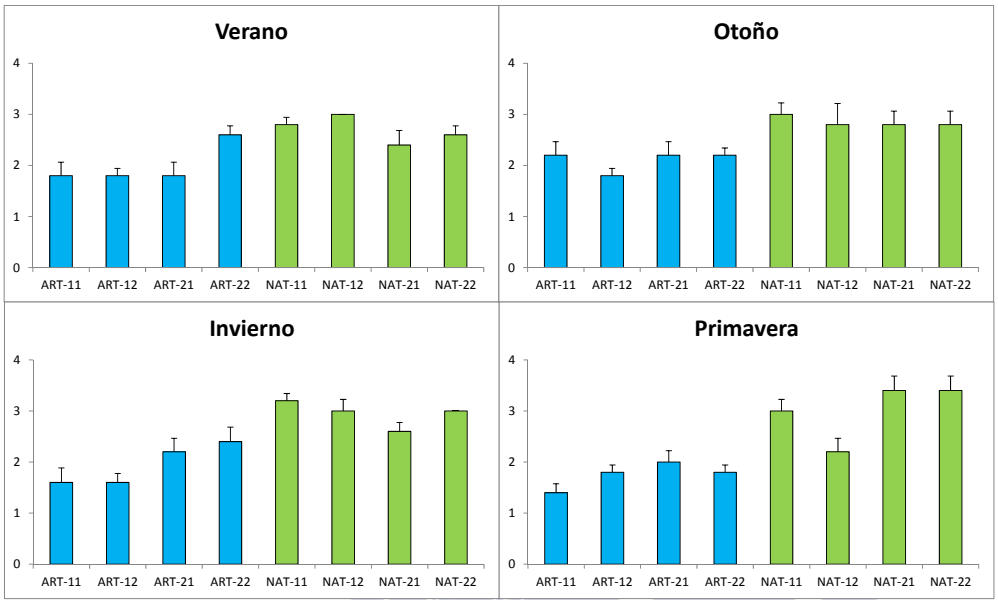


Fig. 2.87.- Media (+ error estándar) del número de especies en cada uno de los transectos (n=5) en el nivel inferior de la localidad de O Vispón para cada una de las cuatro estaciones del año.

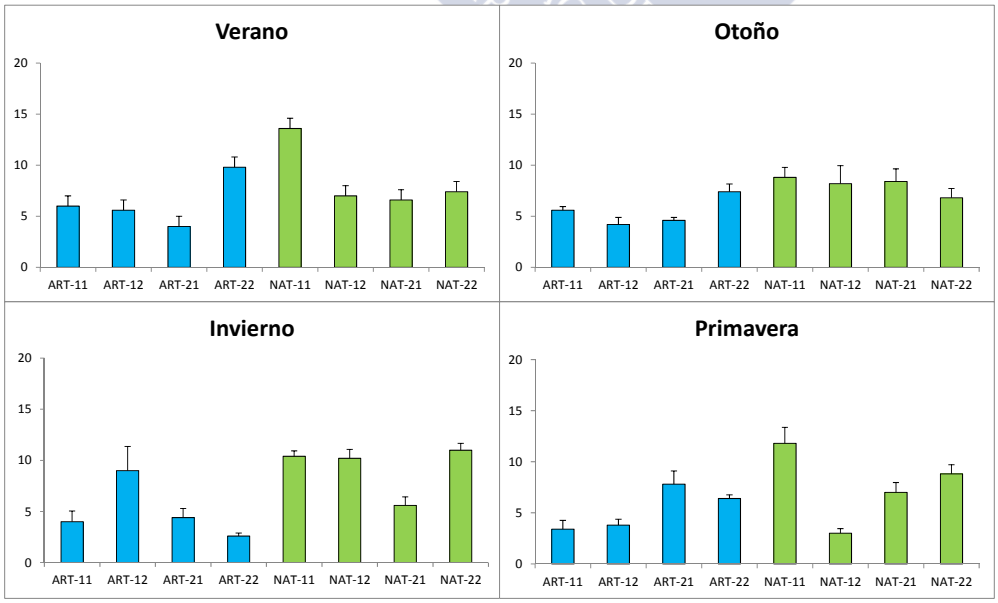


Fig. 2.88.- Media (+ error estándar) de la abundancia total en cada uno de los transectos (n=5) en el nivel inferior de la localidad de O Vispón para cada una de las cuatro estaciones del año.

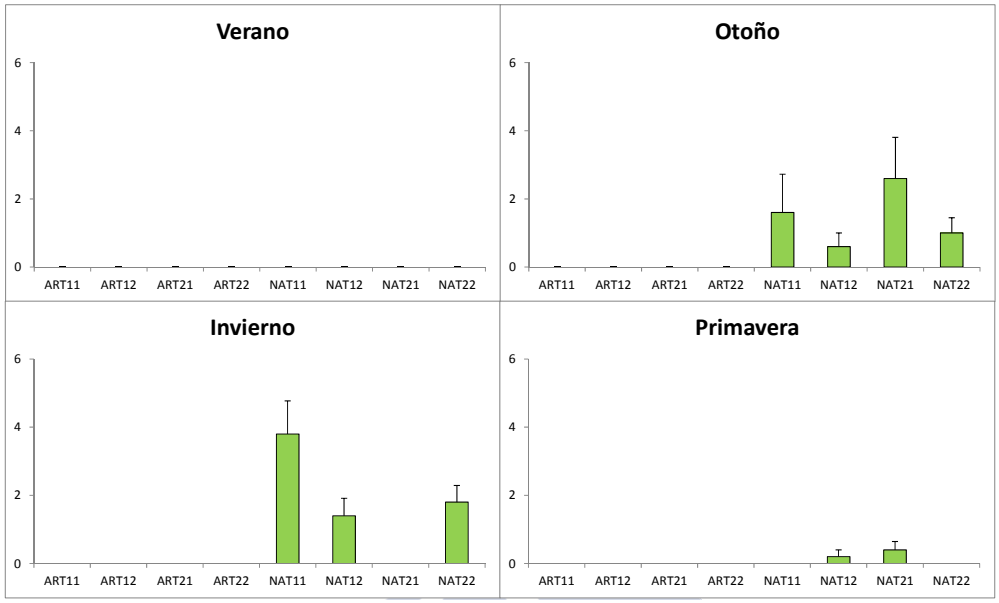


Fig. 2.89.- Media (+ error estándar) de la abundancia de *L. littorea* en cada uno de los transectos (n=5) en el nivel inferior de la localidad de O Vispón para cada una de las cuatro estaciones del año.

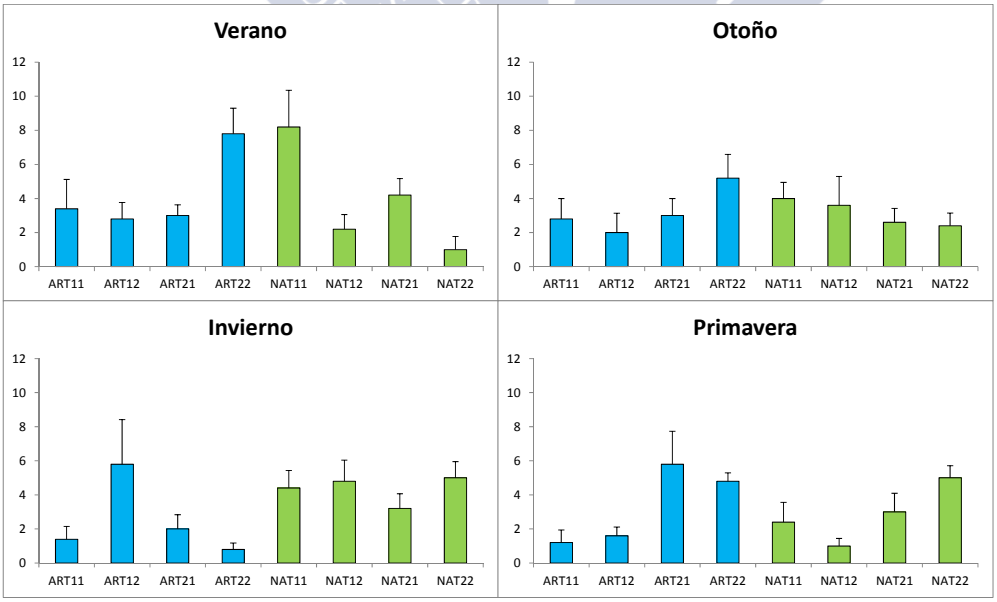


Fig. 2.90.- Media (+ error estándar) de la abundancia de *G. umbilicalis* en cada uno de los transectos (n=5) en el nivel inferior de la localidad de O Vispón para cada una de las cuatro estaciones del año.

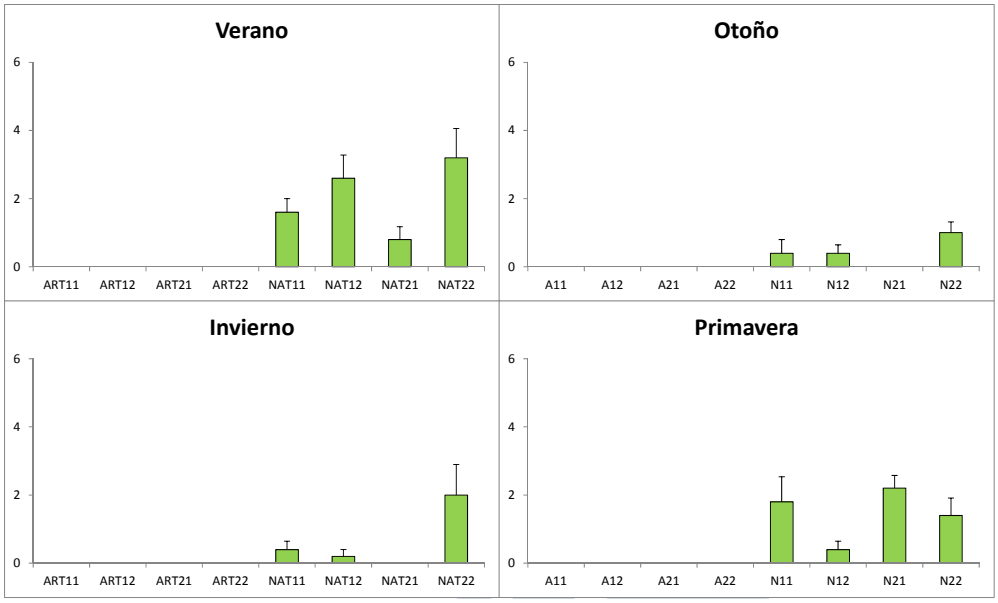


Fig. 2.91.- Media (+ error estándar) de la abundancia de *P. lineatus* en cada uno de los transectos (n=5) en el nivel inferior de la localidad de O Vispón para cada una de las cuatro estaciones del año.

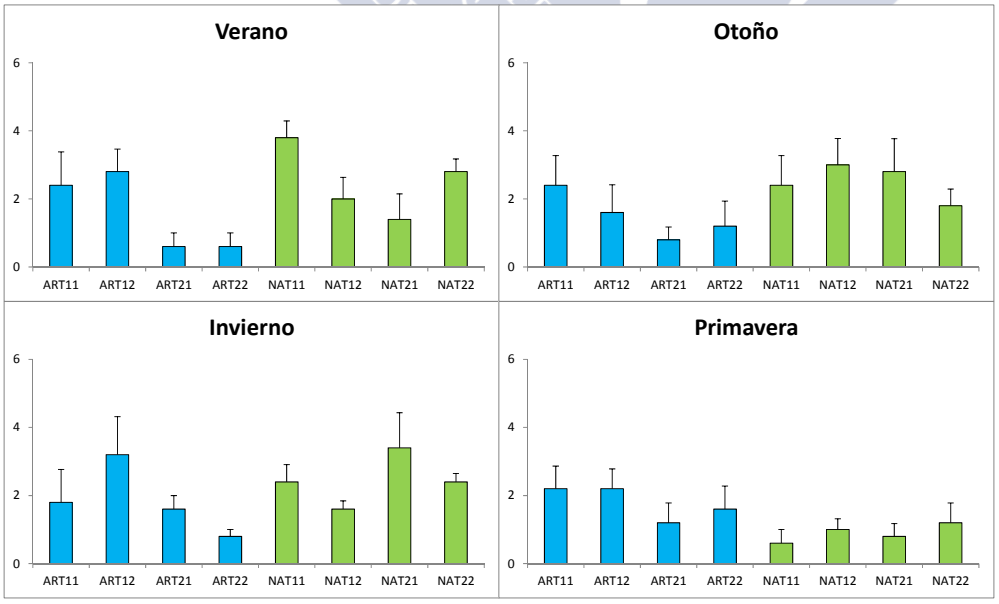


Fig. 2.92.- Media (+ error estándar) de la abundancia de *P. vulgata* en cada uno de los transectos (n=5) en el nivel inferior de la localidad de O Vispón para cada una de las cuatro estaciones del año.

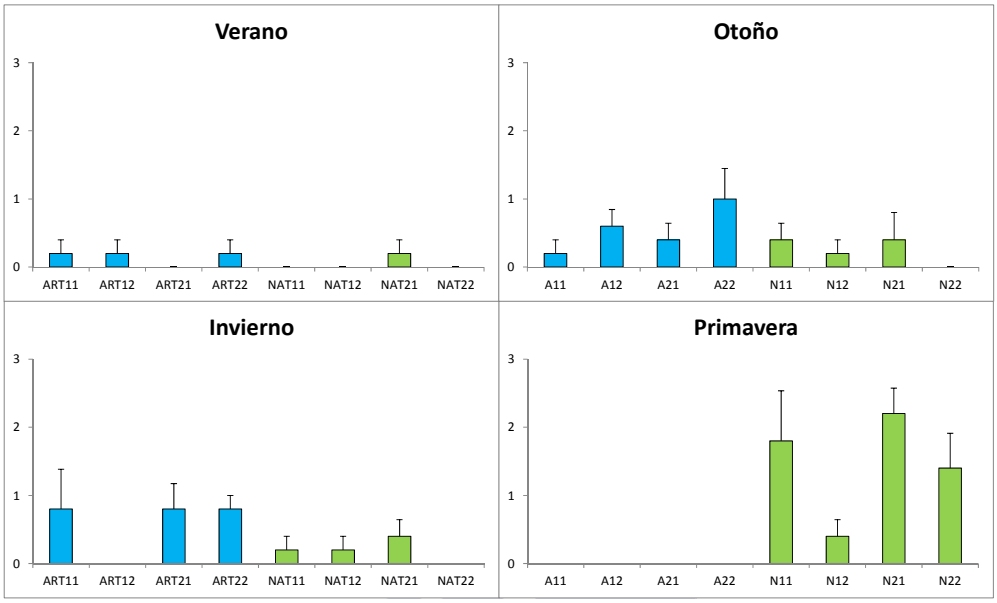


Fig. 2.93.- Media (+ error estándar) de la abundancia de *N. lapillus* en cada uno de los transectos (n=5) en el nivel inferior de la localidad de O Vispón para cada una de las cuatro estaciones del año.

2.4.2 Muestreo cualitativo (verano 2009)

En esta segunda fase del estudio, se muestrearon 1600 cuadrados en total, considerando los dos hábitats y dos niveles mesolitorales (medio e inferior) en las cuatro localidades de muestreo. Se encontraron 12 especies de moluscos vágiles; 10 de ellas aparecieron en ambos hábitats (*Calliostoma zizyphinum*, *Gibbula pennanti*, *G. umbilicalis*, *Littorina littorea*, *L. obtusata*, *L. saxatilis*, *Nassarius reticulatus*, *Nucella lapillus*, *Patella vulgata* y *Phorcus lineatus*) mientras que *Gibbula cineraria* (Linnaeus, 1758) (LINNAEUS, 1758) sólo fue encontrada en ART y *Acanthochitona fascicularis* únicamente en NAT.

En el nivel medio mesolitoral, en tres de las cuatro estaciones de muestreo (A Palma, O Baño y O Vispón) *G. umbilicalis* y *G. pennanti* mostraron una mayor presencia en ART, mientras que *P. lineatus* fue más frecuente en NAT. *Littorina saxatilis* únicamente presentó una mayor presencia en ART en O Baño y San Felipe; este mismo patrón lo presentó también *P. vulgata*, pero únicamente en A Palma y O Baño.

Por último, *N. lapillus* y *L. littorea* mostraron diferencias únicamente en una de las localidades; la primera fue más frecuente en ART en O Baño y la segunda en NAT en A Palma.

En el nivel inferior, la única especie que mostró diferencias significativas en las cuatro localidades fue *P. vulgata*, si bien no presentó un patrón consistente; así, en A Palma y O Vispón fue más frecuente en ART y en O Baño y San Felipe en NAT. Por otro lado, *L. saxatilis* y *P. lineatus* mostraron una mayor presencia en NAT en tres de las cuatro localidades. *Nucella lapillus* también mostró diferencias en tres localidades: en O Baño y San Felipe fue más frecuente en ART y en O Vispón en NAT. *Littorina littorea* fue más frecuente en NAT en O Baño y O Vispón; *L. obtusata* mostró un patrón similar pero únicamente en A Palma. Por último, *G. umbilicalis* y *G. pennanti* mostraron patrones opuestos ya que la primera presentó una mayor presencia en ART en A Palma y la segunda en NAT en San Felipe.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

2.5. Discusión

Los resultados obtenidos mostraron que tanto los muros artificiales verticales como los sustratos rocosos naturales de la Ría de Ferrol comparten un conjunto similar de especies de moluscos vágiles. Estas especies (principalmente gasterópodos ramoneadores) forman parte de las comunidades típicas de los hábitats mesolitorales naturales de zonas protegidas o semi-expuestas de las rías gallegas (RUBAL *et al*., 2013); algunas especies comunes en estas zonas como *Gibbula pennanti* (Philippi, 1846) no fueron encontradas o bien aparecieron en bajo número, como *Ocenebra erinaceus*, posiblemente debido a que ambas suelen encontrarse en niveles de marea más bajos respecto a los muestreados en este estudio. Por otra parte, aunque estos nuevos hábitats artificiales favorecen el asentamiento de especies exóticas o invasoras (BAX *et al*., 2003) no se encontró ninguna de ellas en la Ría de Ferrol, aunque tales casos sí se han dado en hábitats artificiales similares en el sur de la península Ibérica (LUQUE *et al*., 2012). Por otro lado, análisis multivariante realizados no detectaron diferencias significativas en la composición de la comunidad de moluscos vágiles entre hábitats artificiales y naturales, y si bien estas fueron frecuentes entre sitios y transectos dentro de un mismo hábitat, no fueron consistentes ni a lo largo del tiempo ni en todos los niveles de marea muestreados.

Patrones similares a estos han sido encontrados en otras zonas del mundo, como el sudeste de Australia (CHAPMAN & BULLERI, 2003; BULLERI *et al*., 2005), sudeste asiático (LAM *et al*., 2009; LEE & LI, 2013) o la India (RAVINESH & BIJUKUMAR, 2013); estos estudios, sin embargo, pusieron de manifiesto que existen diferencias significativas en la frecuencia de aparición y abundancia de algunas especies. Además, estudios previos evidenciaron una menor diversidad de especies en los hábitats artificiales debido principalmente a la ausencia de especies poco comunes y especialistas (CHAPMAN, 2003). Así, en la Ría de Ferrol, se han encontrado diferencias consistentes entre los dos hábitats estudiados en la abundancia y frecuencia de algunas especies comunes de gasterópodos (*Phorcus lineatus*, *Littorina littorea*, *Gibbula umbilicalis*); estas diferencias, no obstante, no se vieron reflejadas de forma sustancial en los análisis multivariante debido probablemente a la baja abundancia de estas especies (excepto *G. umbilicalis*). Varios autores (CHAPMAN, 2003; BULLERI, 2005b; JACKSON *et al*., 2008; FIRTH *et al*., 2013) han indicado que las características intrínsecas de los hábitats artificiales (p. e., ausencia de ciertos microhábitats o el menor espacio mesolitoral disponible), las diferencias en las interacciones bióticas e

incluso efectos indirectos como la presencia o no de especies "ingenieras" (i. e., creadoras de hábitat) pueden ser las responsables de las diferencias en los patrones de composición y distribución respecto a los hábitats naturales.

Hasta cierto punto, las diferencias encontradas en este trabajo pueden ser explicadas por las distintas características del sustrato y como estas afectan a los distintos organismos, debido al ambiente tan restrictivo que representan los hábitats mesolitorales desde el punto de vista de los diferentes factores abióticos (BULLERI *et al*., 2005). Aunque en la Ría de Ferrol tanto los hábitats artificiales estudiados como los sustratos naturales están constituidos por granito, la superficie de los hábitats naturales presenta generalmente un mayor número de determinados microhábitats, entre los que se incluyen pequeñas grietas, fisuras, oquedades y/o zonas de sombra (BULLERI, 2005). Dichos microhábitats desempeñan un papel clave en el asentamiento, desarrollo y supervivencia de los moluscos mesolitorales (UNDERWOOD & CHAPMAN, 1989; DELANY *et al*., 1997; UNDERWOOD, 2004; CHAPMAN *et al*., 2005; FIRTH *et al*., 2014). Así, en los hábitats naturales, la presencia de pequeñas grietas o irregularidades puede favorecer la presencia de moluscos de pequeño tamaño como *Littorina saxatilis* o individuos juveniles de *L. littorea*; además, estas grietas también proporcionan protección a los moluscos frente al ataque de posibles depredadores y, al mismo tiempo, ayudan a reducir el estrés por desecación durante los largos períodos de emersión, ya que favorecen la retención de humedad (MCQUAID & SHERMAN, 1988; BRITTON, 1995; SOKOLOVA *et al*., 2000). Algunas especies, como *L. littorea*, son más susceptibles de ser depredadas por decápodos debido al tamaño y forma de su concha (COTTON *et al*., 2004), por lo que su mayor frecuencia en hábitats naturales puede ser debida a una mayor presencia de grietas e irregularidades en el sustrato que le sirven como defensa contra los ataques de depredadores. De hecho, el decápodo braquiuro *Pachygrapsus marmoratus* (Fabricius, 1787) (FABRICIUS, 1787) ha sido observado frecuentemente en hábitats artificiales en donde existen grandes huecos entre bloques de granito (observación personal). Por el contrario, el gasterópodo *G. umbilicalis*, que posee una concha más aplanada y cónica, es *a priori* menos vulnerable a los ataques de decápodos ya que su concha es más difícil de manipular en comparación (COTTON *et al*., 2004). Por esta razón, una hipotética mayor depredación de decápodos sobre *L. littorea* en hábitats artificiales, favorecería la presencia de *G. umbilicalis* en estos últimos ya que la presencia de competidores ramoneadores se vería reducida. Así mismo, estas pequeñas grietas y oquedades de los hábitats naturales sirven como lugar de cría y refugio de los juveniles de *P. lineatus* (KENDALL

et al., 1987), por lo que un mayor número de estas irregularidades del sustrato favorecería la supervivencia de juveniles, lo que podría explicar en parte, la presencia con mayor frecuencia de *P. lineatus* en hábitats naturales. Por ello, sería necesario el estudio posterior de las grietas o microhábitats similares en los sustratos artificiales. Por un lado, ello serviría para clarificar los patrones de diversidad, abundancia o presencia de los moluscos que puedan haber sido subestimados en este trabajo; por otro lado, permitiría proponer nuevas hipótesis sobre el papel que podrían desempeñar estos microhábitats en la supervivencia, movilidad, asentamiento y reclutamiento de estas especies en los sustratos artificiales estudiados.

Por otra parte, los hábitats artificiales presentan una superficie vertical que está más expuesta a la acción de las olas que la superficie de los hábitats naturales, ya que estos suelen presentar superficies horizontales o ligeramente inclinadas; estas diferencias en el nivel de exposición a la acción de las olas puede influir de manera muy importante en la distribución y abundancia de los organismos mesolitorales (SEAPY & LITTLER, 1978; MCQUAID & BRANCH, 1984; UNDERWOOD & JERNAKOFF, 1984; BLOCKLEY & CHAPMAN, 2008). De esta forma, gasterópodos con una concha grande y voluminosa, como *P. lineatus*, tendrían una mayor facilidad para mantenerse adheridos al sustrato en hábitats naturales que en un muro artificial vertical, donde además los microhábitats que pueden servir de refugio son menos frecuentes; por el contrario, gasterópodos con una concha más plana y en forma de disco como *G. umbilicalis*, podrían tener una mayor ventaja para resistir el embate de las olas en una superficie vertical. Ello podría explicar, por tanto, la mayor presencia de *P. lineatus* en hábitats naturales y de *G. umbilicalis* en hábitats artificiales verticales en la Ría de Ferrol. Además, estas dos especies, en hábitats naturales, se encuentran frecuentemente ocupando el mismo espacio y explotando las mismas algas (CROTHERS, 2001) y, aunque hasta el momento hay pocos datos disponibles, estudios sobre las interacciones competitivas entre ramoneadores en hábitats artificiales sugieren que dichas interacciones pueden ser similares a las que tienen lugar en los hábitats naturales (IVESA *et al*., 2010). Así, cabría suponer que la ausencia de *P. lineatus* en hábitats artificiales puede favorecer una mayor presencia de otros potenciales competidores, como *G. umbilicalis*. En cualquier caso, las suposiciones basadas en el conocimiento que se tienen sobre los hábitats naturales no tienen por qué ser aplicables a los hábitats artificiales (JACKSON *et al.*, 2008) e incluso las interacciones bióticas pueden ser más complejas de lo esperado (IVESA *et al.*, 2010) por lo que sería necesario contrastar estas hipótesis experimentalmente.

Como se explicó anteriormente, una de las principales características de los hábitats artificiales es que están construidos verticalmente, lo que provoca que la superficie disponible para los organismos que habitan la zona mesolitoral sea menor del que disponen en los hábitats naturales, ya que generalmente se caracterizan por una menor inclinación (CHAPMAN & BULLERI, 2003). Esta limitación en cuanto al espacio disponible, puede ser una de las causas por las que la frecuencia de aparición del gasterópodo *P. vulgata* sea mayor en la zona superior y media de los hábitats artificiales, debido a una mayor concentración de ejemplares en estos niveles. Por un lado, la cobertura de cirrípedos en la zona media es similar en ambos hábitats, mientras que la correspondiente a *M. galloprovincialis* es más densa en la zona inferior de los hábitats artificiales, lo que afectaría negativamente a la presencia de los ejemplares de *P. vulgata* de mayor tamaño. Por otro lado, el espacio mesolitoral disponible en la vertical en los hábitats artificiales oscila entre 3 y 3,5 m, lo cual condiciona que las distancias entre los distintos niveles de marea sean menores en los hábitats artificiales, mientras que en los hábitats naturales en la Ría de Ferrol la extensión puede ser de alrededor de diez metros. Los ejemplares juveniles de *P. vulgata* se suelen encontrar en los niveles más bajos de la zona mesolitoral, en grietas, oquedades y sobre todo en el cinturón de *M. galloprovincialis*, en donde encuentran refugio contra la desecación, los depredadores y los posibles daños causados por el ramoneo de ejemplares adultos de *P. vulgata* (LEWIS & BOWMAN, 1975; HAWKINS & HARTNOLL, 1982; GUERRA & GAUDENCIO, 1986). A medida que crecen en tamaño, estos juveniles migran hacia niveles superiores donde el espacio no está ocupado por *M. galloprovincialis* (HOBDAY, 1995), y por lo tanto hay una mayor disponibilidad de espacio, resultando efectivamente en una mayor concentración de ejemplares de *P. vulgata*, al menos de cierto tamaño (JENKINS *et al*., 1999; STAGNOL *et al*., 2013). En definitiva, las poblaciones de *P. vulgata* en hábitats artificiales verticales estarían más "concentradas" al tener menos espacio vertical disponible.

Otro factor que podría explicar esta mayor presencia de *P. vulgata* en los niveles superiores, radicaría en el resultado de las interacciones depredador-presa; en general cuando una especie adquiere un comportamiento que conduce a minimizar el efecto de la depredación, este siempre lleva asociado un coste. Es decir, las presas podrían migrar hacia hábitats de menor calidad pero con un menor riesgo de depredación (MOWLES *et al*., 2011). Los hábitats artificiales verticales serían *a priori* menos apropiados para los depredadores más comunes de estos gasterópodos, como pueden ser la gaviota *Larus michahellis* Naumann, 1840 (NAUMANN *et al*., 1840) o el ostrero

Haematopus ostralegus Linnaeus, 1758 (LINNAEUS, 1758, COLEMAN *et al.*, 2004; HIPFNER & ELNER, 2013), ya que en estos casos la verticalidad del hábitat impide al ave la acción de posarse para capturar a estos gasterópodos. El murícido *Nucella lapillus* también vería dificultada su efectividad a la hora de depredar sobre *P. vulgata*, ya que sería más sencillo que este se desprendiese del muro que en un hábitat que presente una menor inclinación.

Por otro lado, hasta la fecha se carece de estudios profundos sobre potenciales diferencias en la diversidad y dinámica de microalgas entre los dos hábitats, que suele constituir el alimento potencial de varias de las especies de moluscos ramoneadores en sustratos duros mesolitorales (NEUSHUL *et al*., 1976; SOUSA, 1979; BAILEY-BROCK, 1989). En caso de existir tales diferencias, el resultado e intensidad de los fenómenos competitivos que se producen entre ramoneadores, podría determinar diferencias en diversos aspectos de las poblaciones de una especie dada en cada uno de los dos hábitats. Por otra parte, la presencia de organismos sésiles también puede afectar a la supervivencia de las distintas especies de algas, afectando en última instancia a las especies ramoneadoras (KLEIN *et al*., 2011). Por todo lo expuesto anteriormente, sería recomendable la realización de experimentos manipulativos en un futuro, que consideren estos factores con el objeto de explorar potenciales explicaciones de los patrones encontrados en nuestro estudio.

Como conclusión, se puede decir que los hábitats artificiales verticales y naturales de la Ría de Ferrol, presentan una diversidad de moluscos vágiles similar, aunque las frecuencias de aparición de algunas especies ramoneadoras muestran ligeras diferencias entre los dos hábitats. Estos hechos sugieren que, para algunos moluscos, los hábitats artificiales verticales no proporcionan el mismo tipo de hábitat que los naturales. Ello pone de manifiesto, una vez más, que el papel que podría desempeñar este tipo de estructuras artificiales como hábitat alternativo a los hábitats naturales, está lejos de ser comprendido en su totalidad. Contrastar experimentalmente hipótesis relevantes sobre los procesos ecológicos que en ellos se desarrollan es fundamental para determinar la composición y estructura de las comunidades presentes en estos hábitats artificiales. Finalmente, la información obtenida será de gran importancia en el diseño futuro de este tipo de estructuras, con el objeto de evitar la pérdida de biodiversidad en las cada vez más alteradas costas del planeta debido al gran desarrollo urbanístico, al calentamiento global y el consecuente aumento del nivel del

mar en el futuro inmediato (CHAPMAN & BLOCKLEY, 2009; BULLERI & CHAPMAN, 2010; CHAPMAN & UNDERWOOD, 2011; JACKSON & MCILVENNY, 2011).

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA



Capítulo 3

Fauna de moluscos en agregados de mejillones (*Mytilus galloprovincialis*) en sustratos naturales y artificiales

USC
UNIVERSIDADE
DE SANTIAGO
DE COMPOSTELA

3.1. INTRODUCCIÓN

La "ingeniería" de ecosistemas se define como la creación, modificación y mantenimiento de nuevos hábitats por parte de diversos organismos (JONES *et al*., 1994, 1997; GUTIÉRREZ *et al*., 2003). Este tipo de organismos generan una mayor heterogeneidad en el medio e incrementan la diversidad de hábitats, por lo que influyen de una manera directa en atributos de los ecosistemas tales como la riqueza específica y abundancia (JONES *et al*., 1997; BORTHAGARAY & CARRANZA, 2007). Igualmente, el propio hábitat creado añade complejidad, por lo que cuanto más complejo sea mayor será la diversidad y/o abundancia de la fauna asociada, al generar mayor disponibilidad de recursos y nichos (CONNOR & MCCOY, 2001; CROOKS, 2002; SUEIRO *et al*., 2010). Así mismo, las especies que generarán un mayor impacto en los ecosistemas, serán aquellas con una elevada densidad, que creen estructuras tridimensionales con una mayor persistencia a lo largo del tiempo y que sean capaces de modular la distribución y el uso de los recursos disponibles (JONES *et al*., 1994). En definitiva, estas especies "ingenieras" crean un hábitat en el que pueden vivir especies que no podrían hacerlo fuera del mismo, aumentando así la riqueza específica dentro de una comunidad dada (CASTILLA *et al*., 2004; BALDANO & CAVIERES, 2006), y, por otro lado, pueden modificar la abundancia de las especies ya presentes en dicha comunidad (FLECKER, 1996; THOMAS *et al*., 1998; BALDANO & CAVIERES, 2006).

Entre las principales especies "ingenieras" en el medio marino, se encuentran algunas especies de bivalvos de la familia Mytilidae, comúnmente conocidos como mejillones; éstos suelen formar conspicuos agregados definiendo cinturones o "camas" en la zona mesolitoral (COMMITO & DANKERS, 2001; BORTHAGARAY & CARRANZA, 2007). Tales agregados crean, a su vez, nuevos substratos que pueden colonizar otros organismos, actúan como refugios ante los depredadores y permiten combatir el estrés físico y/o fisiológico, y, por último, controlan el transporte de partículas y solutos en el medio bentónico (GUTIÉRREZ *et al*., 2003; BORTHAGARAY & CARRANZA, 2007). En general, los agregados que forman los mejillones pueden considerarse un microhábitat formado por tres elementos: por un lado, una matriz física formada por las conchas de los mejillones tanto vivos como muertos, una capa basal formada por sedimento acumulado, pseudoheces y heces, y, por último, una gran variedad de organismos asociados (SUCHANECK, 1985; LINTAS & SEED, 1994, SEED, 1996; HAMMOND & GRIFFITHS, 2004). La biota presente en estos microhábitats está caracterizada por una elevada riqueza específica, si bien están dominadas

generalmente por unas pocas especies muy abundantes; así mismo, esta biota suele presentar variaciones temporales y espaciales a pequeña escala muy significativas, reflejadas en los valores de abundancia y riqueza específica (SEED, 1996). La presencia de estos agregados provoca que algunas especies que viven asociadas a ellos sean más abundantes precisamente en estos hábitats que en substratos sin mejillones, mientras que, por el contrario, otros organismos muestran una menor abundancia o están ausentes de los substratos totalmente colonizados por mejillones (COMMITO, 1987; TOKESHI & ROMERO, 1995; THIEL & ULLRICH, 2002). En substratos rocosos, los mejillones aportan un hábitat fundamental para el establecimiento de especies sensibles a la acción del oleaje (TOKESHI & ROMERO, 1995); así mismo, a medida que estos agregados crecen en tamaño y edad, la riqueza y abundancia de la fauna asociada a ellos se incrementa significativamente (TSUCHIYA & NISHIHIRA, 1986). Además, parte de dicha fauna está especializada en la ocupación de una zona concreta del hábitat; así, algunas especies viven únicamente en la base de los agregados, entre el biso, mientras que otros se encuentran solamente en las zonas apicales (LINTAS & SEED, 1994). Las especies vágiles se desplazan sobre los mejillones buscando presas o detritus retenidos en las anfractuosidades, mientras que las especies sésiles se fijan sobre ellos para alimentarse principalmente del material externo que es continuamente transportado por estos bivalvos (THIEL & ULLRICH, 2002). Sin embargo, son pocos los organismos que, ocupando este hábitat, se alimenten directamente de los desechos orgánicos producidos por los mejillones (pseudoheces y heces), por lo que los mejillones actúan principalmente como protección estructural para la fauna asociada, de forma similar a como lo hacen otros "ingenieros" de ecosistemas como esponjas, corales o ascidias (NELSON & DEMETRIADES, 1992; THIEL & ULLRICH, 2002).

Los moluscos sésiles son uno de los principales componentes de la fauna de invertebrados del medio mesolitoral en Galicia; la especie *Mytilus galloprovincialis* es una de las más frecuentes tanto en hábitats naturales como artificiales, donde forma extensas y densas masas dispuestas en cinturones en la zona media-inferior del mesolitoral (DÍAZ-AGRAS *et al*., 2010); ello es debido en gran medida a la elevada producción primaria asociada a los afloramientos ricos en nutrientes procedentes de las aguas del Atlántico (TENORE *et al*., 1982; VILLALBA, 1995). Esta especie no sólo juega un papel fundamental en la comunidad de organismos de esta zona, sino que además desempeña una importante función en la actividad económica de Galicia (PÉREZ CAMACHO *et al*., 1991; CÁCERES-MARTÍNEZ *et al*., 1993; CÁCERES-MARTÍNEZ & FIGUERAS, 1998).

Como ya se relató en el capítulo anterior, la construcción de diversas estructuras en la línea de costa está teniendo un gran impacto sobre la biodiversidad en diversas partes del mundo (Chapman, 2003). En el caso de la fauna asociada a especies ingenieras, se ha observado que aquella varía en función del hábitat y de la propia especie ingeniera que habite. Así, diversos estudios llevados a cabo en Australia sobre agregados de *Corallina* sp. y *M. galloprovincialis* en muros verticales, reflejaron que estos no comparten la misma fauna (CHAPMAN *et al*., 2005); de igual manera, al comparar la fauna asociada a *M. galloprovincialis* sobre diferentes substratos artificiales, se comprobó que la fauna varía en función del tipo de estructura artificial sobre la que se encuentran estos agregados así como de la localización de estas estructuras (PEOPLE, 2006). En las costas gallegas, los agregados del mejillón exótico *Xenostrobus securis* (Lamarck, 1819) y la especie autóctona *M. galloprovincialis* no comparten la misma fauna asociada, dependiendo la composición de ésta significativamente de la distinta complejidad de dichos agregados (GESTOSO *et al*., 2012, 2013, 2014).

3.2. OBJETIVOS

Dada la importancia que tiene el bivalvo *M. galloprovincialis* en el litoral gallego, y el continuo crecimiento de las estructuras artificiales que se viene produciendo en la costa en los últimos años, el objetivo es determinar si existen diferencias en la fauna presente en agregados de mejillones entre hábitats artificiales (muros) y substratos rocosos naturales. Para ello, se estudiará en concreto la fauna de moluscos asociada a agregados de *M. galloprovincialis* en la zona mesolitoral de la Ría de Ferrol, teniendo en cuenta, por tanto, la naturaleza del hábitat (artificial *vs* natural), así como la inclinación del substrato (vertical *vs* horizontal). Ello será necesario para comprender si *M. galloprovincialis* aporta el mismo tipo de hábitat tanto en estructuras artificiales como en substratos naturales.

3.3. MATERIAL Y MÉTODOS

3.3.1. Área de estudio

Para la realización de este estudio, se escogieron cuatro localidades de la zona media del canal de la Ría de Ferrol (Figura 3.1), debido a que presentaban muros verticales construidos con bloques de granito, los cuales se encontraban próximos (<10 m) a substratos rocosos verticales y horizontales, todos ellos con la extensión necesaria para llevar a cabo el muestreo. La zona interna de la Ría de Ferrol no se incluyó en este estudio, ya que al presentar un alto grado de urbanismo, no existen zonas rocosas lo suficientemente amplias; así mismo, tampoco se incluyó la zona más externa de la Ría de Ferrol al no existir muros de granito. De la misma forma, como los muros artificiales están siempre construidos verticalmente (~90º), no se han podido comparar muros con distintos grados de inclinación.

Las cuatro localidades están sometidas a condiciones ambientales similares, por ejemplo, al mismo efecto del oleaje derivado del intenso tráfico marítimo de la Ría. Así mismo, los tres tipos de hábitats en cada localidad presentan un similar grado de exposición al oleaje, condiciones de salinidad, etc., y están alejados de potenciales focos de cualquier tipo de vertido.

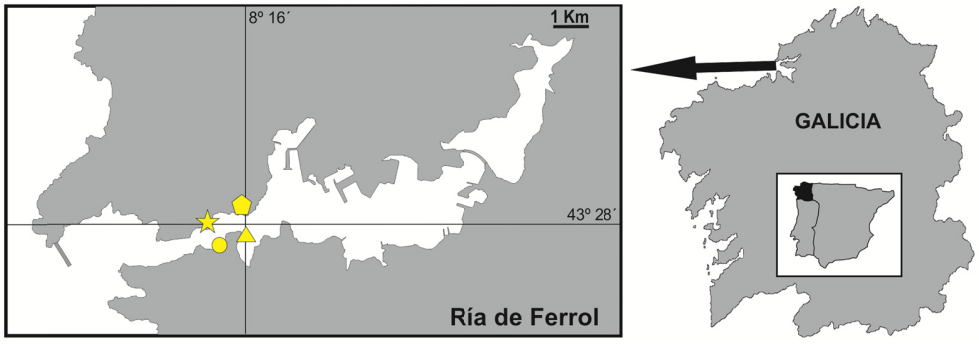


Fig. 3.1.- Localidades muestreadas: ☆ San Felipe, ⬠ Cetárea, ○ A Palma, △ A Redonda.

3.3.2. Diseño del muestreo

Los muestreos se realizaron en el verano del año 2009 (julio) y en el invierno del 2010 (febrero). En cada una de las localidades se muestrearon los tres hábitats objeto de estudio, es decir, un muro artificial vertical (ART), un substrato rocoso vertical (NATV) y un substrato rocoso horizontal (NATH), todos ellos próximos entre sí. Cada

uno de estos hábitats se dividió a su vez en dos transectos separados de 5 a 10 metros. En cada uno de estos transectos y en el nivel medio-inferior de marea (definido por el cinturón del bivalvo *M. galloprovincialis* (ARRONTES *et al*., 2004), se recogieron, a su vez, cinco muestras aleatorias de agregados de *M. galloprovincialis*, donde estos cubrían el substrato totalmente. Cada muestra correspondía a todo el material englobado (mejillones, fauna asociada y posible sedimento retenido) por un cilindro metálico de 14 cm de diámetro y 15 cm de altura; las muestras recogidas estaban separadas al menos 20 cm entre sí. El cilindro se clavaba con firmeza en el agregado de mejillones; a continuación, se introducía entre la base de éste y el substrato una rasqueta que permitía retirar la muestra, que era depositada en el interior de un recipiente de plástico (Figura 3.2). En todos los casos, el cilindro se introdujo en el interior del agregado de mejillones con una separación de al menos 2,5 cm de los márgenes del mismo, para evitar en lo posible la presencia de especies ajenas a los microhábitats formados por los mejillones (SAUNDERS *et al*., 1991; BELL *et al*., 2001; CHAPMAN *et al*., 2005).

Las muestras fueron fijadas en formol al 4% y posteriormente tamizadas sobre un tamiz de 0,5 mm de luz de malla; durante el tamizado, la superficie de las valvas de los mejillones fueron raspadas con delicadeza para desprender todos los organismos epizoicos que se encontraban sobre ellas. Posteriormente, se separaron todos los organismos en función de los distintos grupos zoológicos, bajo una lupa binocular Olympus SZ40, para ser identificados a nivel específico siempre que fue posible, si bien en este capítulo se describen únicamente los resultados referentes a los moluscos encontrados.

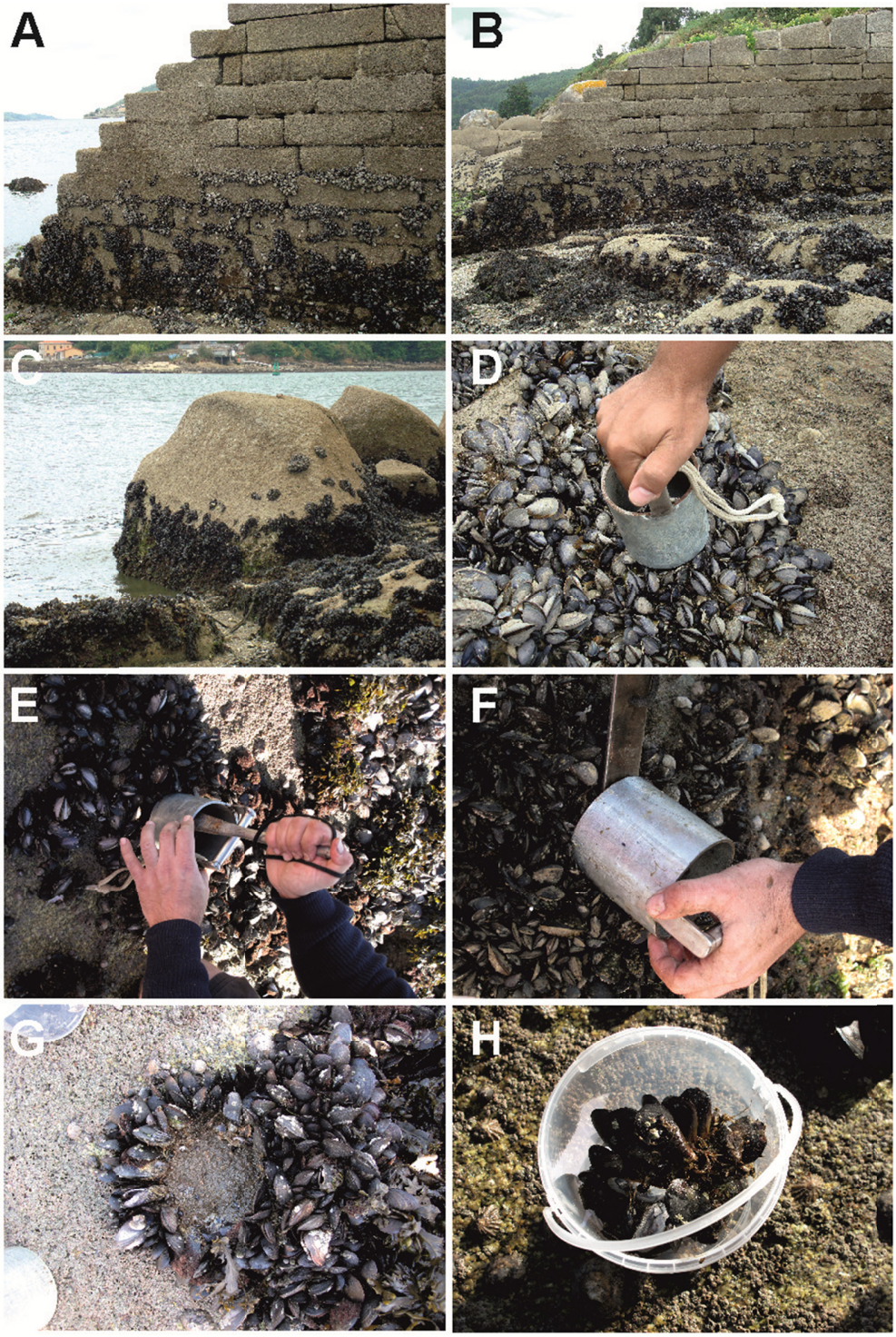


Fig. 3.2.- Metodología empleada para la realización de los muestreos. A-C. Hábitats muestreados. D-F. Utilización de los cilindros para recolectar muestras. G. Superficie muestreada. H. Muestra recolectada.

3.3.3. Análisis de datos

Para contrastar la hipótesis de partida de este estudio, se utilizó el análisis permutacional de la varianza (PERMANOVA; MCARDLE & ANDERSON, 2001; ANDERSON, 2005); para ello, se calcularon previamente los valores del índice de similitud de Bray-Curtis a partir de la matriz de los datos de abundancia sin transformar, resultando una matriz de similitud triangular. Los datos de abundancia no fueron transformados ya que la hipótesis de este estudio no necesita la reducción aleatoria de la influencia de las especies dominantes en los resultados. Para la realización de este análisis, se consideraron dos factores: hábitat (factor fijo y con tres niveles: ART, NATV, NATH) y transecto (factor aleatorio y anidado en hábitat con dos niveles). El tiempo no se incluyó como factor ya que nuestra hipótesis de trabajo se basa en que existirán diferencias entre hábitats independientemente de la estación del año, y asumiendo que las comunidades del mesolitoral presentes en esta latitud geográfica varían en función de cada estación del año. Los análisis fueron realizados por separado en cada estación y localidad. Es necesario tener en cuenta que, potencialmente, las comunidades de las cuatro localidades podían ser distintas unas de otras, por lo que no se compararon entre ellas (CHAPMAN & BULLERI, 2003). Para la realización de estos análisis se empleó el paquete estadístico PRIMER 6-PERMANOVA+ (Plymouth Marine Laboratory, Reino Unido; CLARKE & WARWICK, 1994).

La abundancia de cada especie de molusco, así como la abundancia y número total de especies en cada muestra, fueron comparadas entre los tres hábitats (ART *vs* NATV *vs* NATH) de cada una de las localidades usando el análisis de varianza (ANOVA; dos factores) para determinar el efecto del hábitat (factor fijo) y del transecto (factor aleatorio, anidado en hábitat) (Figura 3.3). El ANOVA es un análisis robusto a pesar de la heterogeneidad de las varianzas cuando el número de réplicas es elevado y el tamaño de las muestras es igual (UNDERWOOD, 1997). Se utilizó la prueba de Cochran para comprobar la homogeneidad de las varianzas antes de cada análisis; los datos de abundancia fueron transformados cuando fue necesario. En el caso de que no se lograse la homogeneidad de las varianzas, los datos fueron analizados sin transformar reduciendo proporcionalmente el valor de probabilidad de aceptación/rechazo de la hipótesis nula (p. e., si C resultó significativo al 5% de probabilidad –$p< 0,05$– la probabilidad en el ANOVA se redujo consecuentemente al 1% –$p< 0,01$–). Los análisis fueron realizados por separado en cada localidad y estación del año (verano e

invierno). En el caso de que los resultados obtenidos con el ANOVA fuesen significativos, se utilizó la prueba *a posteriori* de Student-Newman-Keuls (SNK) para comparar las medias y determinar así, la dirección de las desigualdades de los resultados.

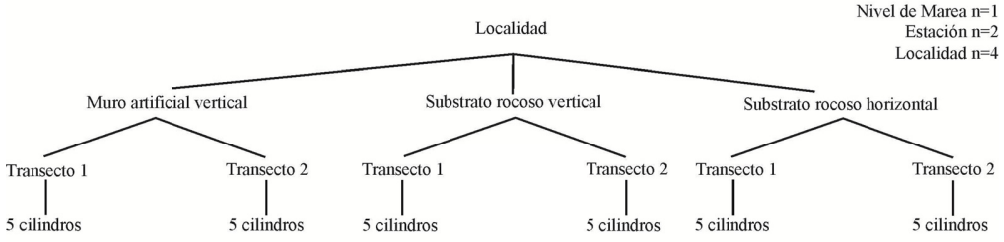


Fig. 3.3.- Diseño experimental del muestreo.

Para comparar la frecuencia de aparición de cada especie entre los tres hábitats, se utilizaron los datos de presencia/ausencia de cada especie en las 10 muestras (n= 30; CHAPMAN, 2006) de cada hábitat y en cada una de las estaciones del año muestreadas; una vez obtenida la matriz con todos los datos, se utilizó la prueba χ^2 por separado para cada especie en cada localidad.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

3.4. RESULTADOS

En total, se han encontrado 27 especies de moluscos considerando los tres hábitats estudiados y todas las localidades. Estas especies incluyen dos poliplacóforos, diecinueve gasterópodos y seis bivalvos (Tabla 3.1). De todas las especies, 15 estaban presenten en los tres tipos de hábitats, 4 sólo se encontraron en NATV y NATH (*G. cineraria, P. lineatus, O. semicostata* y *R. decussatus*), 2 sólo se encontraron en ART y NATH (*L. cinerea* y *A. bidentata*), 1 sólo se encontró en ART y NATV (*M. costulatus*) y por último, 5 especies se encontraron únicamente en un hábitat, *L. littorea*, *A. sanguinea* y *T. ovata* en NATH, *T. virginea* en NATV y *A. punctura* en ART.

Tabla 3.1.- Número medio de cilindros por localidad en los que se encontró cada una de las especies de moluscos vágiles. ART. Muro vertical. NATV. Substrato rocoso vertical. NATH. Substrato rocoso horizontal.

Taxon		ART	NATV	NATH
Clase Polyplacophora				
Familia Lepidochitonidae				
Lepidochitona cinerea (Linnaeus, 1767)	**Verano**	2,5	-	5
	Invierno	-	-	-
Familia Acanthochitonidae				
Acanthochitona crinita (Pennant, 1777)	**Verano**	20,5	7,5	7,5
	Invierno	5	12,5	7,5
Clase Gastropoda				
Familia Patellidae				
Patella sp.	**Verano**	10	0	2,5
	Invierno	2,5	5	2,5
Patella depressa Pennant, 1777	**Verano**	10	22,5	25
	Invierno	7,5	7,5	7,5
Patella vulgata Linnaeus, 1758	**Verano**	7,5	5	5
	Invierno	2,5	2,5	5
Familia Lottiidae				
Tectura virginea (Müller, 1776)	**Verano**	-	-	-
	Invierno	-	10	-
Familia Trochidae				
Gibbula pennanti (Philippi, 1846)	**Verano**	-	2,5	5
	Invierno	7,5	-	-

Gibbula umbilicalis (da Costa, 1778)	**Verano**	80	70	80
	Invierno	2,5	2,5	12,5
Phorcus lineatus (da Costa, 1778)	**Verano**	-	7,5	25
	Invierno	-	-	-
Familia Littorinidae				
Littorina littorea (Linnaeus, 1758)	**Verano**	-	-	12,5
	Invierno	-	-	-
Littorina obtusata (Linnaeus, 1758)	**Verano**	30	20	32,5
	Invierno	-	-	-
Littorina saxatilis (Olivi, 1792)	**Verano**	55	77,5	85
	Invierno	7,5	5	-
Melarhaphe neritoides (Linnaeus, 1758)	**Verano**	25	47,5	27,5
	Invierno	-	-	-
Familia Rissoidae				
Rissoa parva (da Costa, 1778)	**Verano**	7,5	10	12,5
	Invierno	-	5	-
Alvania punctura (Montagu, 1803)	**Verano**	5	-	-
	Invierno	-	-	-
Cingula trifasciata (Adams, 1800)	**Verano**	97,5	100	90
	Invierno	85	100	75
Onoba semicostata (Montagu, 1803)	**Verano**	-	2,5	2,5
	Invierno	-	-	-
Familia Muricidae				
Nucella lapillus (Linnaeus, 1758)	**Verano**	77,5	65	45
	Invierno	-	7,5	2,5
Familia Nassariidae				
Nassarius reticulatus (Linnaeus, 1758)	**Verano**	2,5	2,5	7,5
	Invierno	-	-	-
Familia Pyramidellidae				
Brachystomia scalaris (MacGillivray, 1843).	**Verano**	45	30	22,5
	Invierno	2,5	12,5	10
Familia Aeolidiidae				
Aeolidiella sanguinea (Norman, 1877)	**Verano**	-	-	2,5
	Invierno	-	-	-

Familia Ellobiidae				
Auriculinella bidentata (Montagu, 1808)	**Verano**	5	-	12,5
	Invierno	-	-	-
Clase Bivalvia				
Familia Mytilidae				
Musculus costulatus (Risso, 1826)	**Verano**	7,5	5	-
	Invierno	-	-	-
Familia Lasaeidae				
Lasaea adansoni (Gmelin, 1791)	**Verano**	57,5	72,5	55
	Invierno	67,5	77,5	62,5
Familia Veneridae				
Timoclea ovata (Pennant, 1777)	**Verano**	-	-	-
	Invierno	-	-	2,5
Venerupis saxatilis (Fleuriau de Bellevue,1802)	**Verano**	7,5	5	15
	Invierno	-	5	7,5
Ruditapes decussatus (Linnaeus, 1758)	**Verano**	-	5	27,5
	Invierno	-	-	30
Familia Hiatellidae				
Hiatella arctica (Linnaeus, 1767)	**Verano**	5	2,5	2,5
	Invierno	-	10	-

A continuación, en cada localidad de muestreo, se describen los resultados de los diferentes análisis destinados a caracterizar la fauna presente en los agregados de *M. galloprovincialis* en los tres tipos de hábitat considerados y contrastar la hipótesis de partida.

3.4.1. A Palma

Los resultados de los análisis nMDS (Figura 3.4) no mostraron diferencias entre los tres hábitats en ninguna de las dos estaciones del año; el análisis PERMANOVA corroboró asimismo estos resultados (Tablas 3.2-3.3) y no mostró diferencias significativas ni a nivel de hábitat ni de sitio en ninguna ocasión.

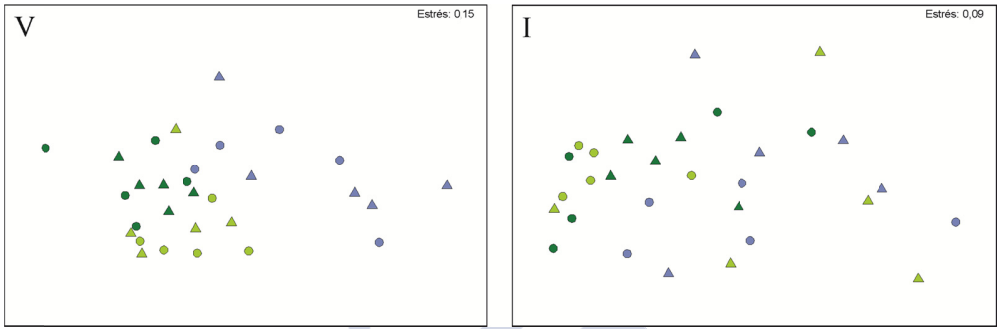


Fig. 3.4.- Resultados de los análisis nMDS para la localidad de A Palma. V, Verano. I, Invierno. ART 1; ART 2; NATH 1; NATH 2; NATV 1; NATV 2.

El análisis de la varianza sobre el número de especies mostró diferencias significativas entre los tres hábitats tanto en verano ($F= 21,5$; $p< 0,05$) como en invierno ($F= 15,1$; $p< 0,05$), pero las pruebas SNK no mostraron diferencias consistentes entre hábitats a lo largo de los dos muestreos (Figura 3.5; Tablas 3.4-3.5). En cuanto a la abundancia total, los ANOVA realizados (Figura 3.6; Tablas 3.6-3.7), mostraron solamente diferencias significativas a nivel de hábitat en verano ($F= 17,4$; $p< 0,05$) siendo la abundancia menor en ART que en los dos tipos de hábitats naturales (SNK, $p< 0,05$).

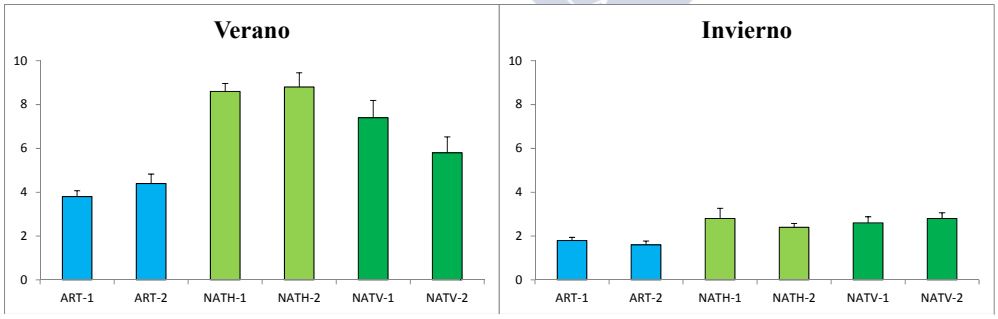


Fig. 3.5.- Media (+ error estándar) del número de especies en cada uno de los transectos (n=5) en la localidad de A Palma para las dos estaciones del año muestreadas.

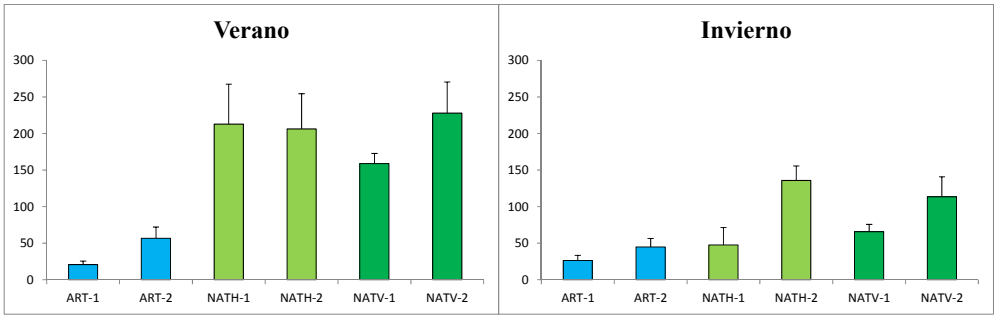


Fig. 3.6.- Media (+ error estándar)de la abundancia total en cada uno de los transectos (n=5)en la localidad de A Palma para las dos estaciones del año muestreadas.

La abundancia de *C. trifasciata* mostró diferencias significativas a nivel de sitio en verano (F= 5,4; p< 0,01); la prueba SNK señaló que estas diferencias se produjeron entre sitios en NATV y NATH (Figura 3.7; Tablas 3.8). De forma similar, *L. saxatilis* mostró diferencias significativas a nivel de sitio en verano (F= 7,2; p< 0,01), concretamente en ART (Figura 3.8; Tablas 3.9). El bivalvo *L. adansoni*, a diferencia de las dos especies anteriores, no mostró diferencias significativas en ninguno de los dos muestreos (Figura 3.9; Tablas 3.10-3.11). El gasterópodo *N. lapillus* mostró un resultado similar al de *L. saxatilis*, y las únicas diferencias significativas se produjeron a nivel de sitio en verano (F= 18,2; p< 0,01) y en ART (Figura 3.10; Tablas 3.12). Por último, el tróquido *G. umbilicalis* no mostró diferencias en ninguno de los dos muestreos (Figura 3.11).

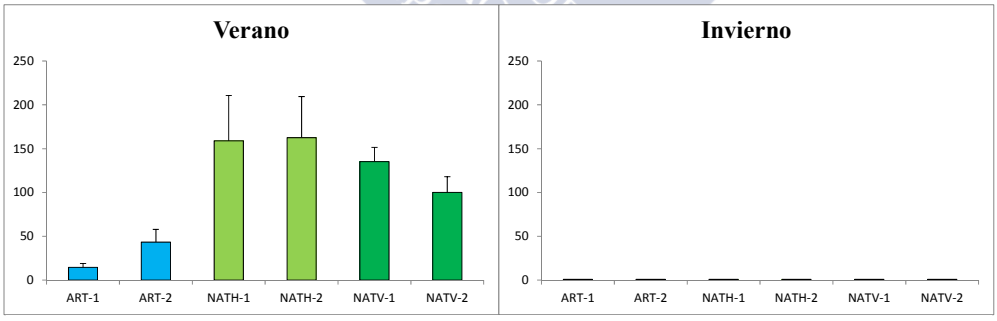


Fig. 3.7.- Media (+ error estándar) de la abundancia de *C. trifasciata* en cada uno de los transectos (n=5)en la localidad de A Palma para las dos estaciones del año muestreadas.

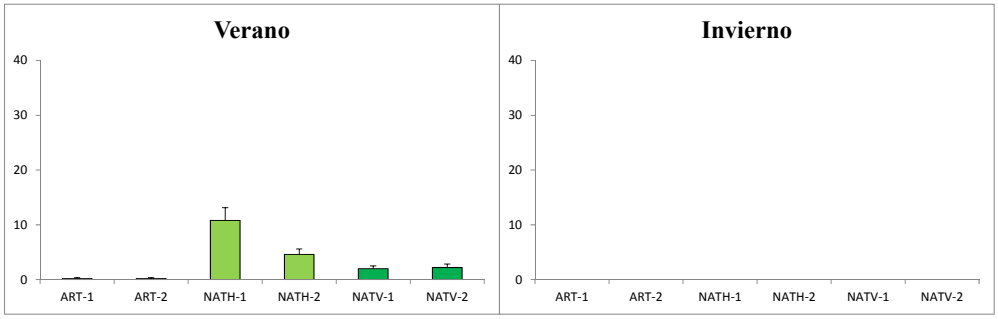


Fig. 3.8.- Media (+ error estándar) de la abundancia de *L. saxatilis* en cada uno de los transectos (n=5) en la localidad de A Palma para las dos estaciones del año muestreadas.

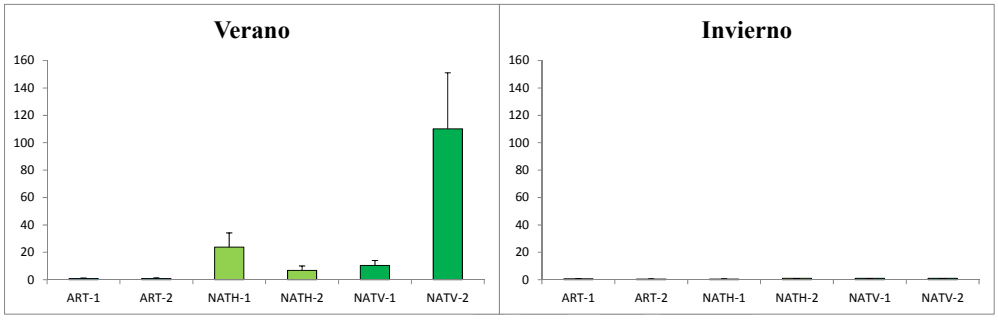


Fig. 3.9.- Media (+ error estándar) de la abundancia de *L. adansoni* en cada uno de los transectos (n=5) en la localidad de A Palma para las dos estaciones del año muestreadas.

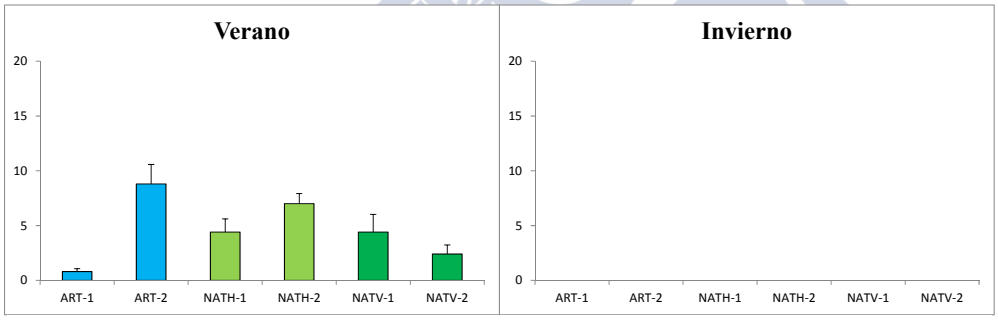


Fig. 3.10.- Media (+ error estándar) de la abundancia de *N. lapillus* en cada uno de los transectos (n=5) en la localidad de A Palma para las dos estaciones del año muestreadas.

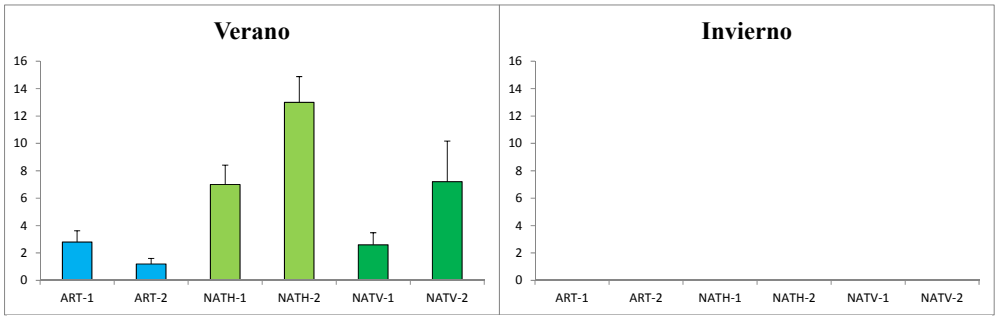


Fig. 3.11.- Media (+ error estándar) de la abundancia de *G. umbilicalis* en cada uno de los transectos (n=5) en la localidad de A Palma para las dos estaciones del año muestreadas.

Las pruebas χ^2 (Tablas 3.16-3.17) mostraron que el bivalvo *L. adansoni* fue más frecuente en NATV y NATH que en ART en verano e invierno; *N. lapillus* fue más frecuente en NATV y NATH en verano.

3.4.2. San Felipe

Como en la localidad anterior, los resultados de los análisis nMDS (Figura 3.12) no mostraron diferencias entre los tres hábitats en ninguna de las dos estaciones del año; los análisis PERMANOVA corroboraron estos resultados y tampoco mostraron diferencias significativas ya fuese a nivel de hábitat o sitio (Tablas 3.15-3.16).

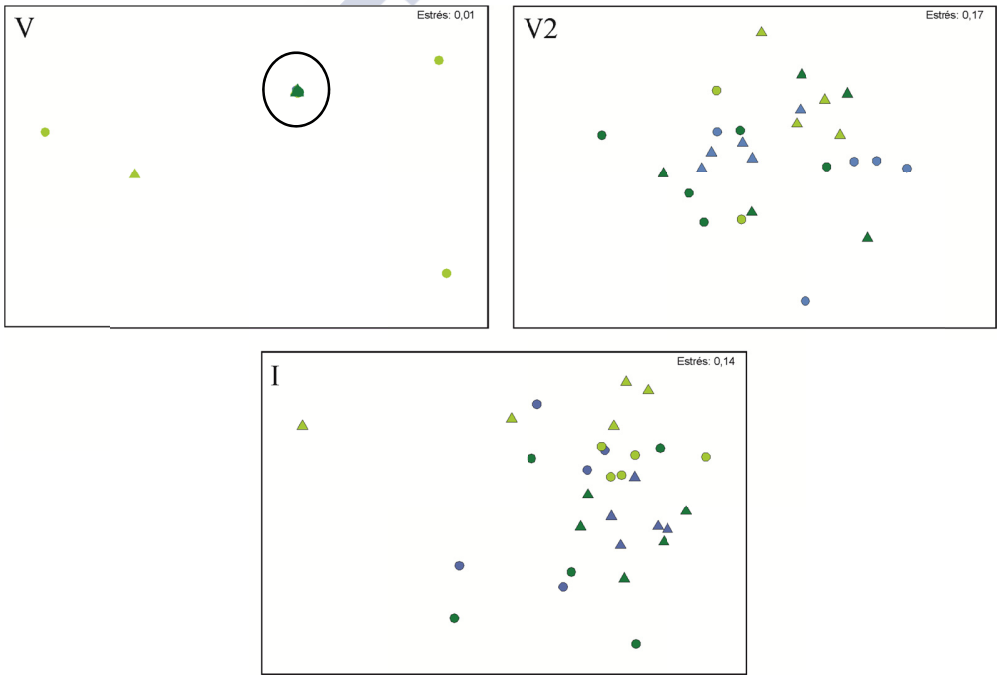


Fig. 3.12.- Resultados de los análisis nMDS para la localidad de A Palma. V, Verano. V2, nMDS detallado del conjunto de réplicas superpuestas en V. I, Invierno.

Así mismo, ni el número de especies (Figura 3.13) ni la abundancia total (Figura 3.14) mostraron diferencias en ninguno de los dos muestreos (Tablas 3.17-3.20). Por otra parte, la abundancia de *C. trifasciata* (Figura 3.15; Tablas 3.21-3.22), únicamente mostró diferencias significativas a nivel de sitio en el muestreo de verano (ANOVA, $F= 3,4$; $p< 0,05$) y las pruebas SNK detectaron que estas se produjeron en NATH. Las especies *L. saxatilis* (Figura 3.16) y *L. adansoni* (Figura 3.17), no mostraron diferencias significativas en ningunos de los dos muestreos (Tablas3.23-3.26). El

murícido *N. lapillus*, al igual que en la localidad anterior, mostró diferencias significativas a nivel de sitio en verano (ANOVA, F= 10,3; p< 0,01) y entre los sitios de ART (Figura 3.2; Tablas 3.27-3.28). Por último, *G. umbilicalis* (Figura 3.19) fue la única especie de esta localidad en la que se detectaron diferencias significativas a nivel de hábitat, pero únicamente en invierno (ANOVA, F= 12,5; p< 0,05); la prueba SNK señaló que estas se produjeron en NATH (Tabla 3.29).

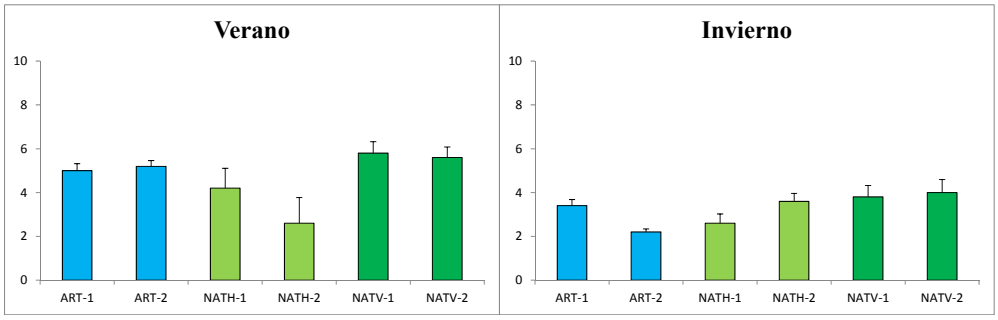


Fig. 3.13.- Media (+ error estándar) del número de especies en cada uno de los transectos (n=5) en la localidad de San Felipe para las dos estaciones del año muestreadas.

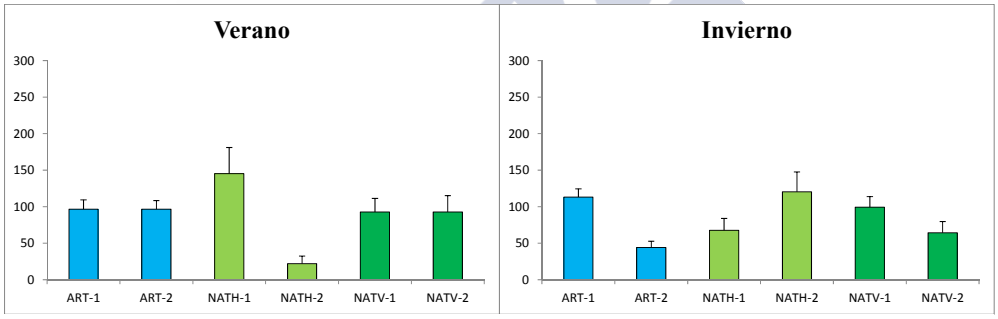


Fig. 3.14.- Media (+ error estándar)de la abundancia total en cada uno de los transectos (n=5) en la localidad de San Felipe para las dos estaciones del año muestreadas.

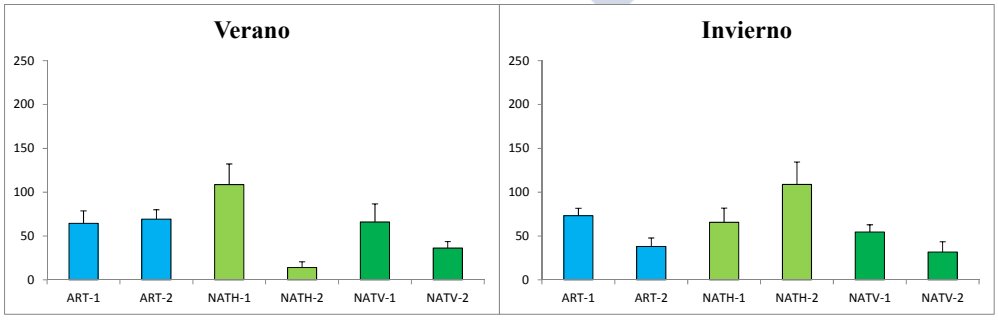


Fig. 3.15.- Media (+ error estándar) de la abundancia de *C. trifasciata* en cada uno de los transectos (n=5) en la localidad de San Felipe para las dos estaciones del año muestreadas.

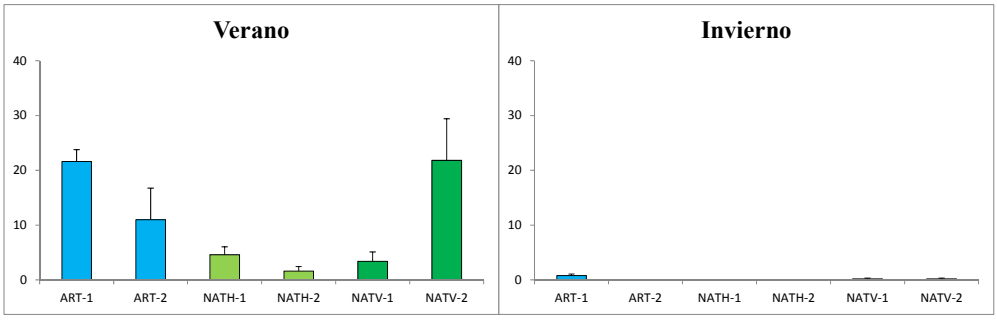


Fig. 3.16.- Media (+ error estándar) de la abundancia de *L. saxatilis* en cada uno de los transectos (n=5) en la localidad de San Felipe para las dos estaciones del año muestreadas.

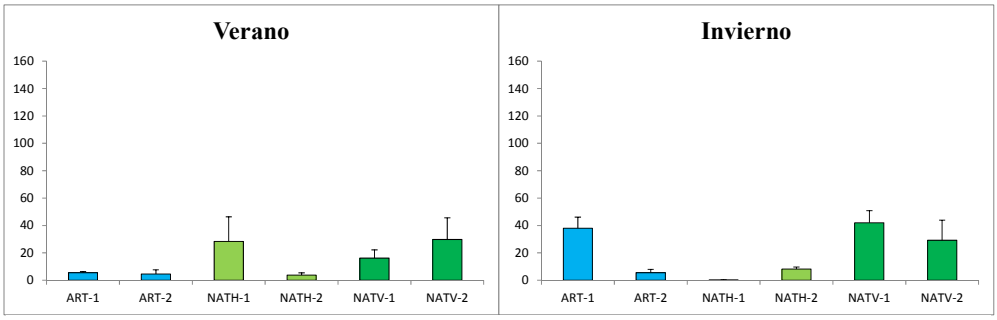


Fig. 3.17.- Media (+ error estándar) de la abundancia de *L. adansoni* en cada uno de los transectos (n=5) en la localidad de San Felipe para las dos estaciones del año muestreadas.

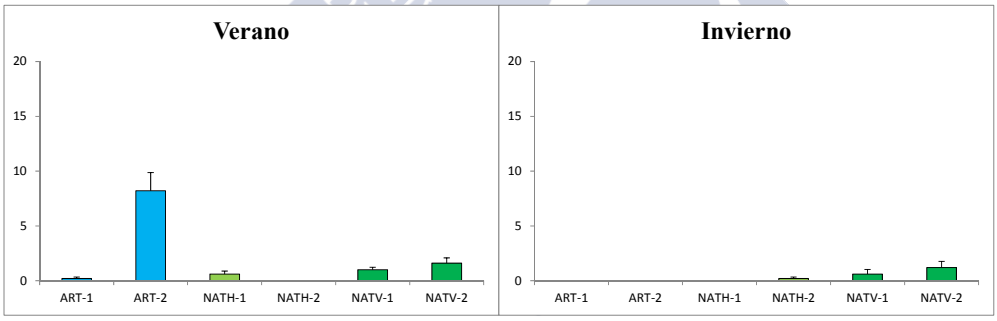


Fig. 3.18.- Media (+ error estándar) de la abundancia de *N. lapillus* en cada uno de los transectos (n=5) en la localidad de San Felipe para las dos estaciones del año muestreadas.

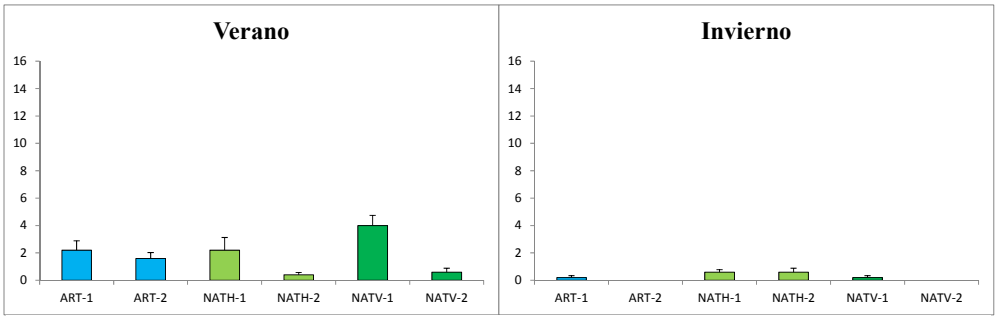


Fig. 3.19.- Media (+ error estándar) de la abundancia de *G. umbilicalis* en cada uno de los transectos (n=5) en la localidad de San Felipe para las dos estaciones del año muestreadas.

Las pruebas χ^2 (Tablas 3.30-3.31) solamente mostraron una mayor presencia de las especies *C. trifasciata* y *L. saxatilis* en ART y NATV en el muestreo de verano; de forma similar, el bivalvo *L. adansoni* también mostró una mayor presencia en ART y NATV, pero únicamente en el muestreo de invierno.

3.4.3. A Redonda

Los análisis nMDS no mostraron ninguna agrupación definida de muestras (Figura 3.20). Así mismo, los análisis PERMANOVA (Tablas 3.32-3.33) no pusieron de manifiesto ningún patrón de diferencias consistente para los dos muestreos ni para todos los niveles de replicación espacial; así, las diferencias existentes se produjeron a nivel de sitio en verano (Pseudo F= 4,5; p< 0,01) e invierno (Pseudo F= 2,8; p< 0,05), mientras que las pruebas *a posteriori* indicaron que estas diferencias se detectaron en ART y NATV respectivamente.

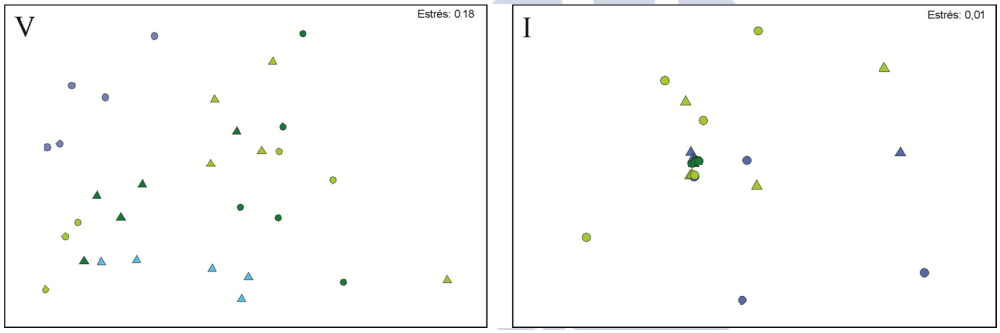


Fig. 3.20.- Resultados del análisis nMDS para la localidad de A Redonda. V, Verano. I, Invierno.

El análisis ANOVA del número de especies tampoco mostró diferencias consistentes a lo largo de los dos muestreos (Figura 3.21; Tablas 3.34-3.35); las únicas diferencias se produjeron a nivel de hábitat en invierno (F= 17,6; p< 0,05) y de sitio en verano (F= 6,0; p< 0,01), concretamente en ART y NATH. Los valores de abundancia total únicamente mostraron diferencias significativas a nivel de hábitat en invierno (F= 18,2; p< 0,05) en NATV y a nivel de sitio en verano (F= 4,7; p< 0,01) en NATV y NATH (Figura 3.22; Tablas 3.36-3.37), pero al igual que en anteriores casos, no mostraron un patrón consistente. La especie *C. trifasciata* (Figura 3.23) mostró diferencias a nivel de hábitat tanto en el muestreo de verano (F= 25,8; p< 0,05) como en el de invierno (F= 15,2; p< 0,05), pero mientras que en el primero las diferencias se produjeron en NATV y NATH, en el segundo únicamente se detectaron en NATH

(Tablas 3.38-3.39). Por su parte, *L. saxatilis* no mostró diferencias en ninguno de los muestreos (Figura 3.24; Tabla 3.40). El bivalvo *L. adansoni* (Figura 3.25; Tablas 3.41-3.42) presentó solamente diferencias a nivel de hábitat en invierno ($F= 316,7$; $p< 0,01$). En el caso del gasterópodo *N. lapillus*, las únicas diferencias detectadas (Figura 3.26; Tabla 3.43) correspondieron al muestreo de verano a nivel de sitio ($F= 4,4$; $p< 0,05$) en ART. Por último, *G. umbilicalis* (Figura 3.27), no mostró diferencias en ninguno de los muestreos.

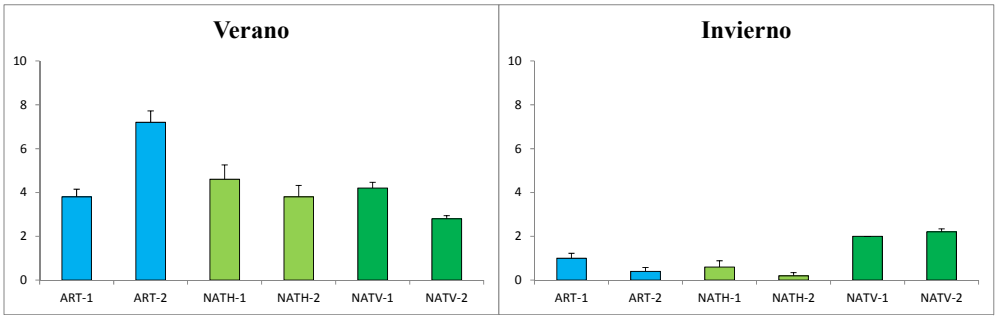


Fig. 3.21.- Media (+ error estándar) del número de especies en cada uno de los transectos (n=5) en la localidad de A Redonda para las dos estaciones del año muestreadas.

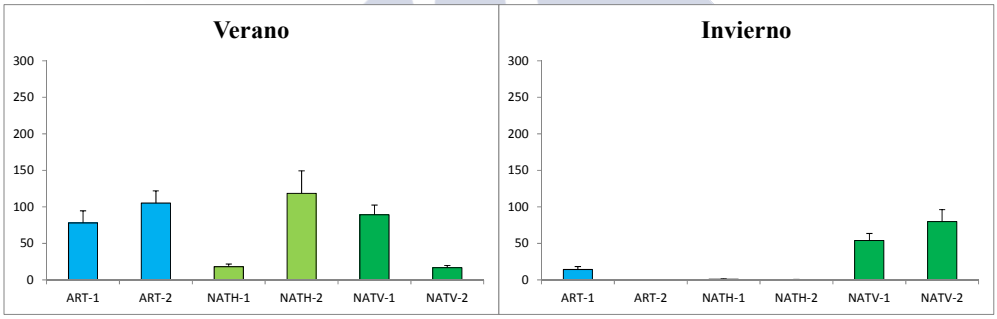


Fig. 3.22.- Media (+ error estándar) de la abundancia total en cada uno de los transectos (n=5) en la localidad de A Redonda para las dos estaciones del año muestreadas.

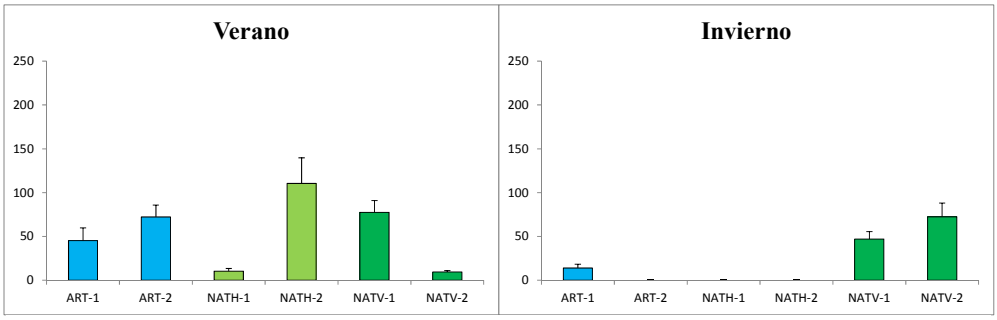


Fig. 3.23.- Media (+ error estándar) de la abundancia de *C. trifasciata* en cada uno de los transectos (n=5) en la localidad de A Redonda para las dos estaciones del año muestreadas.

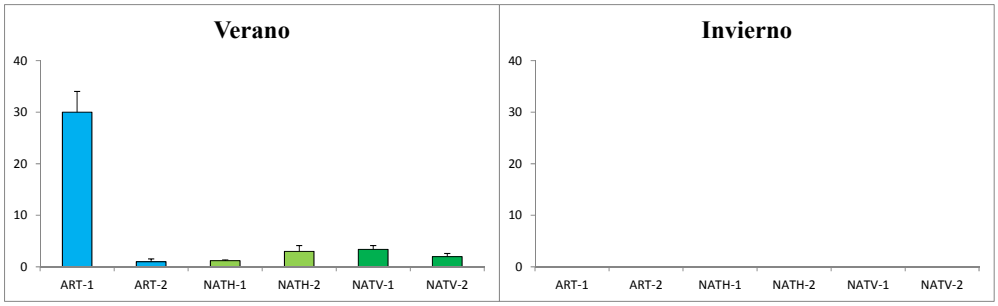


Fig. 3.24.- Media (+ error estándar) de la abundancia de *L.saxatilis* en cada uno de los transectos (n=5) en la localidad de A Redonda para las dos estaciones del año muestreadas.

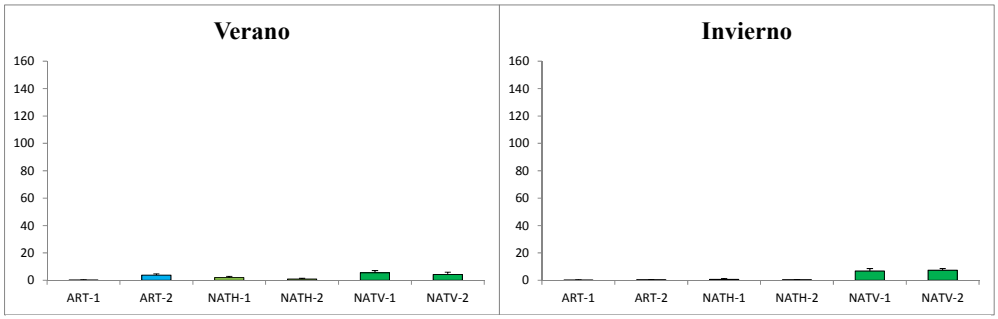


Fig. 3.25.- Media (+ error estándar) de la abundancia de *L. adansoni* en cada uno de los transectos (n=5) en la localidad de A Redonda para las dos estaciones del año muestreadas.

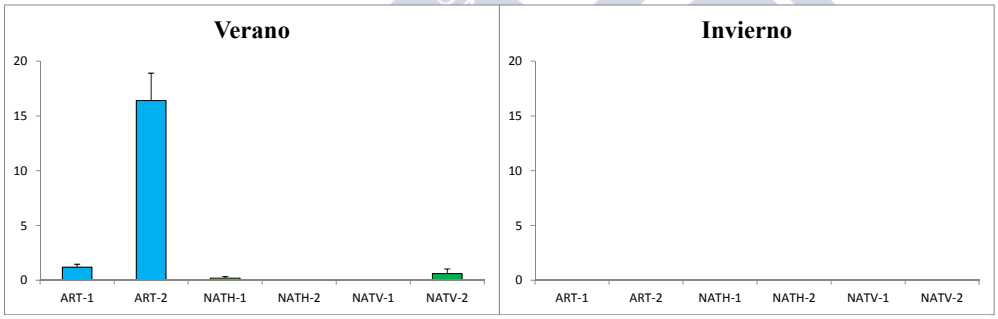


Fig. 3.26.- Media (+ error estándar) de la abundancia de *N. lapillus* en cada uno de los transectos (n=5) en la localidad de A Redonda para las dos estaciones del año muestreadas.

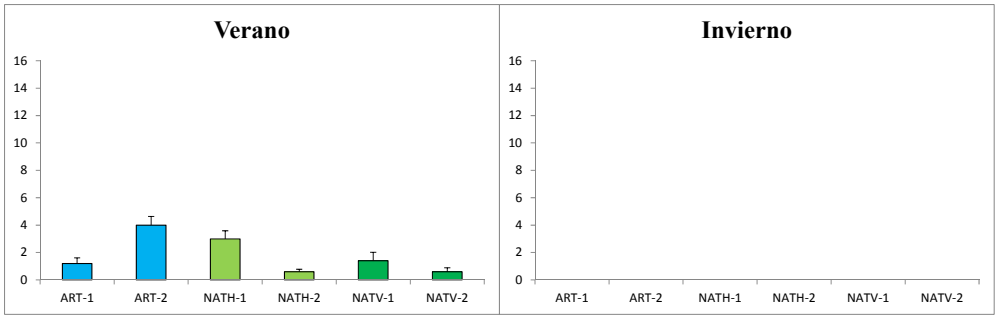


Fig. 3.27.- Media (+ error estándar) de la abundancia de *G. umbilcalis* en cada uno de los transectos (n=5) en la localidad de A Redonda para las dos estaciones del año muestreadas.

Las pruebas χ^2 (Tablas 3.44-3.45) solamente mostraron una mayor presencia del gasterópodo *L. saxatilis* en ART y NATH en verano, mientras que en el de invierno, las diferencias se observaron para *C. trifasciata* y *L. adansoni*; en el caso de la primera, se detectó una mayor presencia en NATV y ART y en la segunda únicamente en NATV.

3.4.4. Cetárea

Los resultados de los análisis nMDS (Figura 3.28) no mostraron diferencias entre los tres hábitats en ninguna de las estaciones del año. Sin embargo, el análisis PERMANOVA (Tablas 3.46-3.47), detectó diferencias significativas a nivel de sitio en de verano (Pseudo F= 3,3; p< 0,01); las pruebas *a posteriori* mostraron que estas diferencias se produjeron entre los sitios de NATH y NATV.

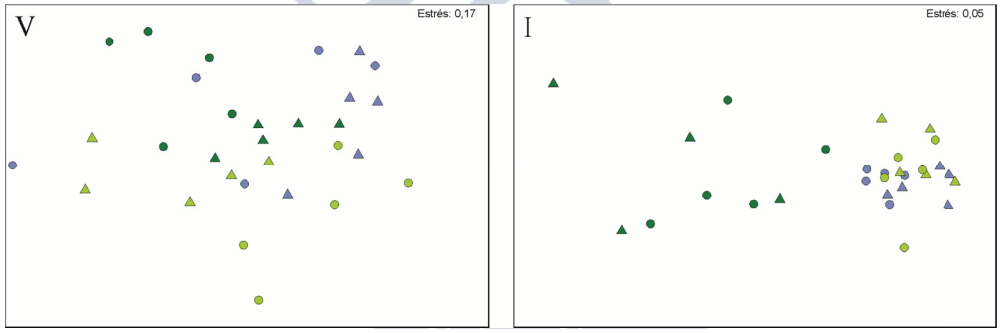


Fig. 3.28.- Resultados de los análisis nMDS para la localidad de Cetárea. V, Verano. I, Invierno.

Los análisis ANOVA tampoco reflejaron diferencias significativas en el número de especies (Figura 3.29) en ninguno de los dos muestreos (Tablas 3.48-3.49); por otra parte, en los análisis realizados sobre la abundancia total (Figura 3.30) se observaron diferencias a nivel de sitio en verano (F= 4,4; p< 0,05) y en invierno (F= 3,9; p< 0,05); en ambos muestreos, estas diferencias se produjeron en ART (Tablas 3.50-3.51). La abundancia de *C. trifasciata* (Figura 3.31) mostró diferencias a nivel de sitio en verano (F= 3,6; p< 0,05) y en NATH (Tablas 3.52-3.53). De forma similar, *L. saxatilis* (Figura 3.32) mostró diferencias a nivel de sitio en verano (F= 3,8; p< 0,05) pero en este caso, únicamente en NATV (Tabla 3.54). En el caso de *L. adansoni*, *N. lapillus* y *G. umbilicalis*, no se detectaron diferencias significativas en ninguno de los dos muestreos (Figuras 3.33-3.35; Tablas 3.55-3.57).

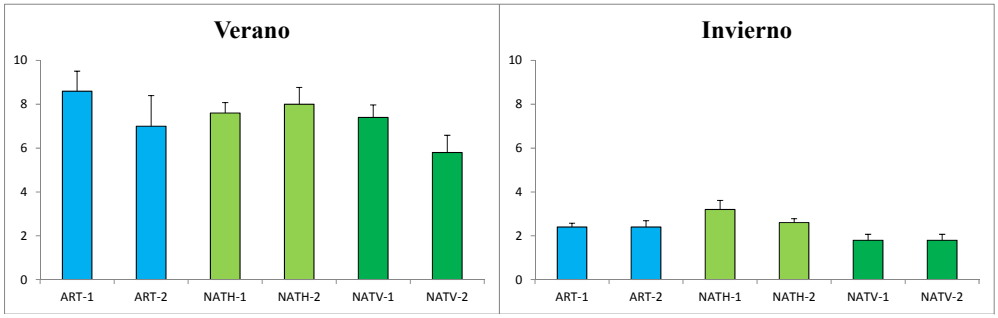


Fig. 3.29.- Media (+ error estándar) de la riqueza en cada uno de los transectos (n=5) en la localidad de Cetárea para las dos estaciones del año muestreadas.

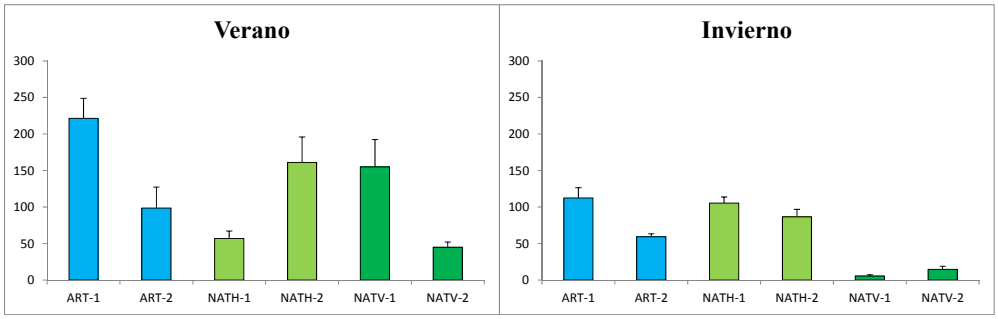


Fig. 3.30.- Media (+ error estándar) de la abundancia total en cada uno de los transectos (n=5) en la localidad de Cetárea para las dos estaciones del año muestreadas.

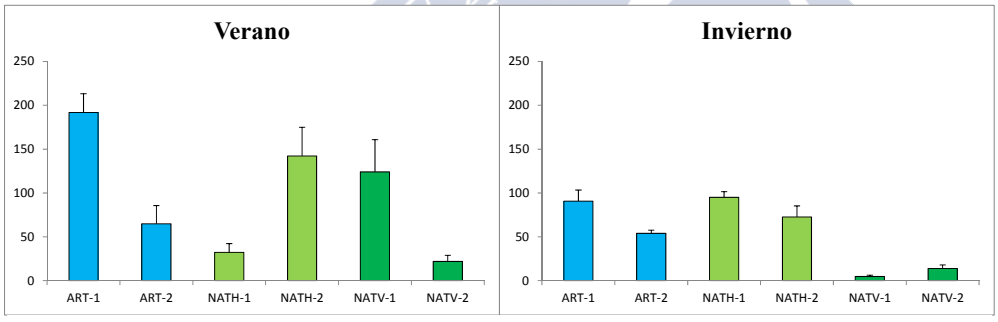


Fig. 3.31.- Media (+ error estándar) de la abundancia de *C. trifasciata* en cada uno de los transectos (n=5) en la localidad de Cetárea para las dos estaciones del año muestreadas.

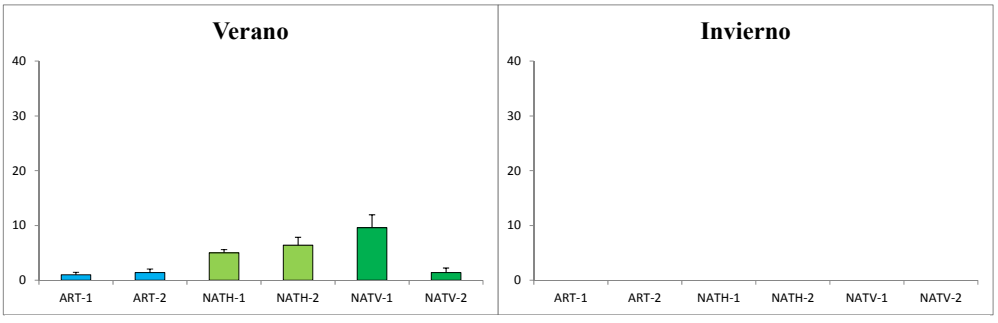


Fig. 3.32.- Media (+ error estándar) de la abundancia de *L. saxatilis* en cada uno de los transectos (n=5) en la localidad de Cetárea para las dos estaciones del año muestreadas.

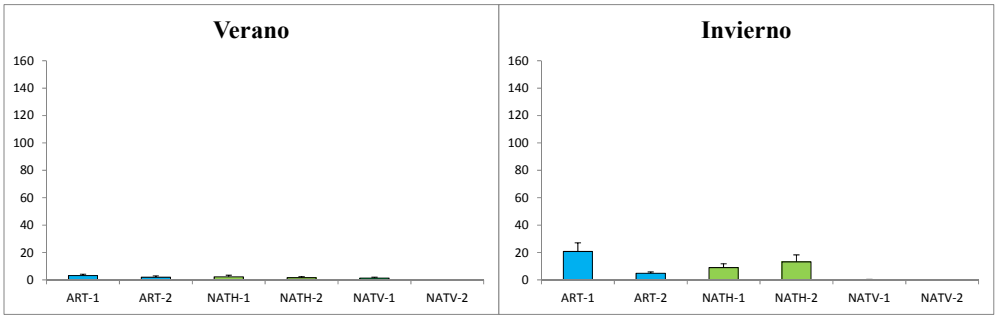


Fig. 3.33.- Media (+ error estándar) de la abundancia de *L. adansoni* en cada uno de los transectos (n=5) en la localidad de Cetárea para las dos estaciones del año muestreadas.

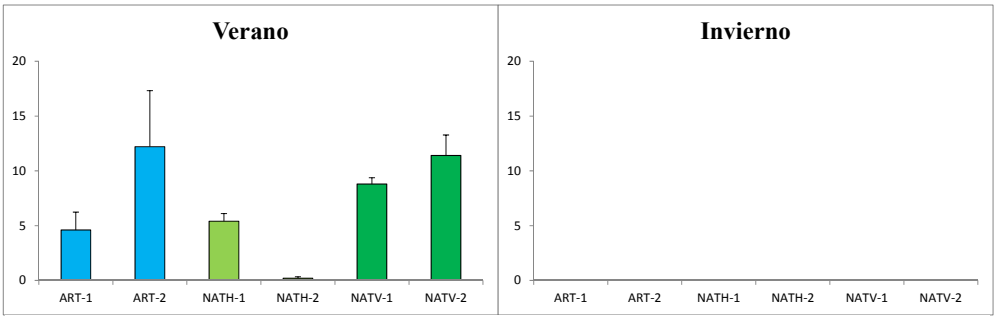


Fig. 3.34.- Media (+ error estándar) de la abundancia de *N. lapillus* en cada uno de los transectos (n=5) en la localidad de Cetárea para las dos estaciones del año muestreadas.

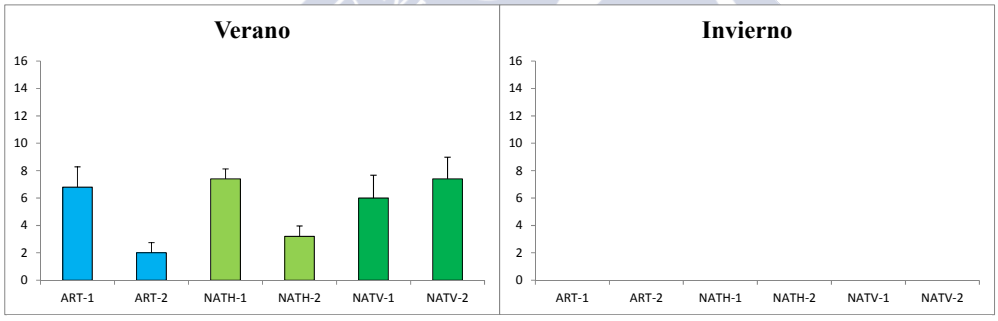


Fig. 3.35.- Media (+ error estándar) de la abundancia de *G. umbilicalis* en cada uno de los transectos (n=5) en la localidad de Cetárea para las dos estaciones del año muestreadas.

Por otra parte, la prueba χ^2 mostró solamente que la presencia de *L. adansoni* fue significativamente mayor en ART y NATH en invierno (Tablas 3.58-3.59). El resto de las especies encontradas en este nivel no mostraron diferencias en su presencia entre hábitats en ninguno de los dos muestreos.

3.5. DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos mostraron que los agregados de *M. galloprovincialis* en muros verticales y sustratos rocosos naturales, tanto verticales como horizontales, de la Ría de Ferrol, comparten una fauna asociada de moluscos similar. Este conjunto de especies que viven en los microhábitats definidos por los propios mejillones (principalmente gasterópodos ramoneadores y bivalvos filtradores), forman parte de las comunidades típicas del mesolitoral en zonas expuestas y semi-expuestas de las costas gallegas (p. e., ROLÁN, 1983; TATO *et al*., 2009; CACABELOS *et al*., 2010; RUBAL *et al*., 2013). En general, los análisis multivariante realizados no detectaron diferencias significativas en la composición de la comunidad de moluscos entre hábitats artificiales y naturales, y si bien se encontraron algunas diferencias a nivel de sitio principalmente, estas no fueron consistentes ni a lo largo del tiempo ni en todas las estaciones muestreadas.

Hasta la fecha, la mayor parte de los estudios llevados a cabo sobre la biota asociada a hábitats formados por especies "ingenieras" de ecosistemas, establecían comparaciones entre aquella y la presente sobre el propio sustrato duro, sobre distintos sedimentos en la zona mesolitoral o entre distintas especies ingenieras (p. e., GÜNTHER, 1996; CROOKS, 1998; OLABARRIA & CHAPMAN, 2001; ATILLA *et al*., 2003; CHAPMAN *et al*., 2005). Aunque la naturaleza de los hábitats comparados era muy diversa, dichos estudios pusieron de manifiesto la existencia de diferencias en la composición de la biota presentes en los distintos hábitats. En la Ría de Ferrol, al comparar la fauna de moluscos presente en agregados de mejillones en distintos tipos de sustratos (ART, NATH y NATV), no se han encontrado diferencias significativas; si bien algunas especies, como *G. umbilicalis*, *C. trifasciata* o *L. adansoni*, presentaron diferencias significativas a nivel de hábitat, estas diferencias no fueron consistentes en todas las localidades ni en todas las épocas del año muestreadas. Así mismo, la presencia del bivalvo *L. adansoni* mostró diferencias significativas en todos los muestreos de invierno, si bien tales diferencias dependieron de la localidad estudiada y no se detectaron de forma consistente en función de un mismo tipo de sustrato.

En cierta medida, las diferencias encontradas en este trabajo podrían ser debidas a las características intrínsecas de cada uno de los agregados de mejillón muestreados. Así, el tamaño de los mejillones ejerce una gran influencia sobre las comunidades que viven asociadas a ellos (O'CONNOR & CROWE, 2007). Por ejemplo, especies de gran

tamaño como *N. lapillus* o *P. lineatus* suelen aparecer en agregados constituidos a su vez por mejillones de gran tamaño, que dejan *a priori* espacios mayores entre conchas contiguas (GUTIÉRREZ *et al*., 2003; O'CONNOR & CROWE, 2007). Por el contrario, agregados de mejillones de menor tamaño albergarán generalmente especies de pequeñas dimensiones (p. e., *L. saxatilis*, *C. trifasciata* o *L. adansoni*) que encuentran refugio contra depredadores de mayor tamaño, que no podrán acceder a ellas o bien con mayor dificultad (KOSTYLEV *et al*., 1997; COMMITO & RUSIGNUOLO, 2000; GUTIÉRREZ *et al*., 2003; O'CONNOR & CROWE, 2007). Por otro lado, agregados de mayor tamaño favorecen una mayor riqueza y abundancia de las especies que viven sobre sus conchas, especialmente algas de distintos portes (BECKETT *et al*., 1996; CÁCERES-MARTÍNEZ *et al*., 1999; CREED, 2000), lo que a su vez podría favorecer una mayor presencia de moluscos herbívoros como *C. trifasciata*, *R. parva* o *L. saxatilis*, e incluso servir como refugio a especies que, de otra forma, serían arrastradas por la acción del oleaje. El gasterópodo *L. saxatilis*, por ejemplo, busca refugio entre conchas de mejillón en donde el espacio disponible se ajuste perfectamente a su tamaño, evitando así posibles translocaciones por el oleaje y resistiendo mejor los períodos de emersión y los ataques de depredadores (KOSTYLEV *et al*., 1997).

Además del tamaño de las conchas de mejillón, otro aspecto crítico a la hora de determinar la composición de la fauna asociada, es la propia heterogeneidad estructural de cada uno de los agregados de mejillón. Así, la topografía creada por las especies ingenieras altera los flujos laminares de agua y, consecuentemente, las tasas de deposición y erosión de esa zona en concreto (NOWELL & JUMARS, 1984). Efectivamente, cada uno de estos agregados forma un entramado de características físicas únicas que hacen que tengan un flujo de agua particular sobre el fondo (FRÉCHETTE *et al*., 1989; BUTMAN *et al*., 1994; GREEN *et al*., 1998), afectando por tanto a nivel local a características tales como la tasa de sedimentación, fenómenos de resuspensión o la disponibilidad de nutrientes (FRÉCHETTE *et al*., 1989; WIDDOWS *et al*., 1998; COMMITO & RUSIGNUOLO, 2000); algunos estudios sugieren incluso que la estructura superficial de los agregados de mejillones puede ser tan importante como su propia actividad biológica a la hora de regular la composición y abundancia de la biota asociada (RICCIARDI *et al*., 1997; CROOKS & KHIM, 1999). Cuando las características hidrodinámicas y físicas de uno de estos agregados favorece la deposición de materia orgánica, especies depositívoras como *N. reticulatus* o *A. bidentata*, verán incrementada potencialmente su fuente de alimento, por lo que se podría esperar una mayor abundancia de estas especies; de forma similar, si el flujo de agua provoca a su

vez una resuspensión de estas partículas, especies filtradoras como *T. ovata*, *H. arctica* o *L. adansoni*, también se verían beneficiadas lo que resultaría en una mayor presencia de aquellas (PILDITCH *et al*., 1998; GUTIÉRREZ *et al*., 2003). La proliferación de algas sobre los agregados de mejillón también se encuentra condicionada por las características físicas de cada uno de estos agregados más que por el tamaño de las propias valvas (SOUSA, 1984); por lo tanto, la distribución de moluscos herbívoros también se vería condicionada por el flujo laminar del agua, ya que afecta al reclutamiento algal y consecuentemente a la disponibilidad de recursos tróficos.

Aunque algunos autores han considerado que la biota asociada a los mejillones como relativamente estable (SHEER, 1945; DEAN & HURD, 1980), debido a la protección que ofrecen los agregados de estos contra perturbaciones externas (CONNELL, 1972; TSUCHIYA & NISHIHIRA, 1986). En muestro estudio se han detectado *a posteriori* variaciones en la composición faunística entre los muestreos de verano e invierno en una localidad dada, si bien no se propuso inicialmente ninguna hipótesis al respecto. Estos cambios podrían ser interpretados en función de las habituales variaciones estacionales en el reclutamiento de las distintas especies de moluscos, así como por las condiciones ambientales propias de la época invernal. Efectivamente, los moluscos de la zona mesolitoral están sometidos a cambios temporales en su zonación y abundancia debido a las variaciones esperables en el clima durante el invierno (LAWSON, 1957; UNDERWOOD, 1981; HORN *et al*., 1983; HAWKINS & HARTNOLL, 1985; HARPER & WILLIAMS, 2001); en zonas de climas templados, por ejemplo, los cambios estacionales pueden influir en la distribución y reclutamiento de las especies de moluscos tanto vágiles (LEWIS, 1954; BRANCH, 1985) como sésiles (CONNELL, 1961; HAWKINS & HARTNOLL, 1985). Por otro lado, la acción del oleaje en invierno es mayor debido a las frecuentes borrascas que se producen en la zona, por lo que el cinturón de mejillones se encuentra sometido a un mayor hidrodinamismo y es más difícil que se acumule sedimento entre ellos; por lo tanto, los organismos depositívoros como *N. reticulatus* o *L. bidentata* tendrán más dificultades para acceder a los nutrientes, por lo que su abundancia se podría ver reducida. Además, la mayor acción del oleaje puede resultar en una disminución en mayor o menor medida de la cobertura de algas (LITTLE *et al*., 2009), lo que provocaría que las especies herbívoras como *G. umbilicalis*, *C. trifasciata* o *L. saxatilis* viesen menguada su abundancia. Otro factor potencialmente importante radica en el propio ciclo del fitoplancton, de naturaleza anual; éste presenta dos máximos de producción alrededor de marzo y de septiembre, y sendos mínimos, uno a finales de verano y otro durante los meses

invernales, debido a la menor irradiancia (MARGALEF, 1967; MAGAZZÙ *et al*., 1975; COGNETTI *et al*., 2001). Esta menor disponibilidad de fitoplancton podría afectar a las poblaciones de moluscos suspensívoros (*T. ovata*, *H. arctica* o *V. corrugata*) que verían reducido su número en la época invernal debido a la menor disponibilidad de nutrientes.

En general, la mayoría de los estudios sobre la biodiversidad presente en estructuras artificiales, se han centrado en los organismos que habitan el propio sustrato con el que se construyen dichas estructuras (BULLERI & CHAPMAN, 2004; BULLERI *et al*., 2005; CHAPMAN, 2006; MOREIRA, 2006; LEE & LI, 2013; MEGINA *et al*., 2013). Por el contrario, los organismos que habitan los sustratos secundarios, tales como los aportado por las especies "ingenieras", han sido escasamente estudiados (CHAPMAN *et al*., 2005; PEOPLE, 2006). En nuestro estudio, los resultados obtenidos contrastan con la mayoría de trabajos realizados, ya sea sobre los organismos presentes sobre el sustrato primario, (CARR & HIXON, 1997; GLASBY & CONELL, 1999; BADALAMENTI *et al*., 2002; CHAPMAN & BULLERI 2003; MOREIRA, 2006; LAM *et al*., 2009) o el secundario (CHAPMAN *et al*., 2005; PEOPLE, 2006), que indican generalmente diferencias significativas entre hábitats artificiales y naturales. Tanto los resultados obtenidos en el capítulo anterior, en el que se estudiaban las poblaciones de moluscos vágiles sobre el sustrato primario, como los resultados de este capítulo en el que se estudian las poblaciones de moluscos sobre sustratos secundarios, no muestran tales diferencias entre hábitats naturales y artificiales como las encontradas en otras zonas del mundo; cuando estas son detectadas, ocurren de forma puntual y no muestran una cierta consistencia a lo largo del tiempo. Como se ha descrito anteriormente, la composición de la fauna asociada a los agregados de mejillones está condicionada principalmente por la estructura física del agregado y no directamente por la naturaleza del sustrato físico sobre el que se asientan (PALOMO *et al*., 2007). No obstante, cabría esperar que la naturaleza del propio sustrato pudiese condicionar las características de los agregados de mejillones resultantes, por ejemplo influyendo en el crecimiento o la forma de los individuos adultos. Tal posibilidad implica que sería necesario contrastar experimentalmente si sustratos artificiales construidos con diferentes materiales (roca natural *vs*. cemento, etc.) albergan o no agregados de mejillones con diferentes características de forma consistente y por lo tanto comunidades de organismos diferentes.

Como conclusión, se puede afirmar que los agregados de *M. galloprovincialis* en hábitats artificiales y naturales verticales y horizontales de la Ría de Ferrol presentan una fauna de moluscos similar; aunque algunas especies muestran diferencias entre hábitats o sitios de manera puntual, éstas son debidas probablemente a las diferencias estructurales locales de cada uno de los agregados de mejillón más que a la naturaleza del hábitat sobre el que se asientan los mejillones. Estas diferencias estarían asociadas a la complejidad topográfica y estructural de los agregados de mejillón; estos resultados concuerdan con los de otros estudios desarrollados en diversas partes del mundo (BECK, 1998, 2000; DAVENPORT *et al*., 1999; COMMITO & RUSIGNUOLO, 2000; CROWE *et al*., 2004; O'CONNOR & CROWE, 2007). Dada la importancia que tiene la estructura física de estos agregados, contrastar hipótesis generales sobre los efectos que la topografía de estos agregados ejercen sobre las comunidades marinas y los distintos hábitats será de gran relevancia a la hora de comprender el papel que otras especies ingenieras que crean estructuras similares, desempeñan sobre los diferentes ecosistemas; además, estudios futuros deberían analizar el conjunto de los organismos que habitan los sustratos primarios y secundarios para poder determinar con precisión el nivel de alteración que suponen estos hábitats artificiales.

Finalmente, el impacto humano en el medio ambiente a través de la sobreexplotación de mejillones, la destrucción de sus agregados para la recolección de mejilla, la propia destrucción de los hábitats mesolitorales naturales o la introducción de especies foráneas, entre otras, podría tener graves consecuencias sobre otras especies que viven asociadas a estos agregados. Así, el impacto causado sobre la abundancia y distribución de estas especies "ingenieras", puede ir más allá de la desaparición de dichas especies (COLEMAN & WILLIAMS, 2002) y afectar a la viabilidad de ecosistemas enteros; dado el importante papel que desempeñan como formadoras de hábitats y reguladoras de ecosistemas, se deberían tener en cuenta a la hora de proponer medidas de conservación, restauración y de gestión de hábitats (GUTIÉRREZ *et al*., 2003).



Capítulo 4

Comparación de los patrones de movimiento de* Patella vulgata *en sustratos verticales naturales y artificiales

USC
UNIVERSIDADE
DE SANTIAGO
DE COMPOSTELA

4.1. INTRODUCCIÓN

La composición y dinámica de las poblaciones de organismos del medio mesolitoral, están determinadas en gran medida por la actividad de los organismos herbívoros que habitan esta zona (HAWKINS & HARTNOLL, 1983; UNDERWOOD *et al.*, 1983; THOMPSON *et al.*, 1997; ARRONTES *et al.*, 2004); además, su comportamiento influye de manera decisiva en la propia estructura de las comunidades mesolitorales (BULLERI *et al*., 2004). Este comportamiento no es constante y puede variar en función de las condiciones físicas, químicas y biológicas del medio (HAZLETT, 1988; LITTLE, 1989; CROWE, 1999; FOSTER & ENDLER, 1999; WILLIAMS *et al*., 1999; CHAPMAN, 2000). Así, por ejemplo, los patrones de movimiento de algunos gasterópodos mesolitorales están influenciados por factores tales como la cantidad de agua retenida en el sustrato, la cobertura de algas, la complejidad topográfica del sustrato o la presencia de invertebrados sésiles (HAWKINS & HARTNOLL, 1983; MINCHINTON & ROSS, 1999; RUÍZ SEBASTIÁN *et al*., 2002). En este sentido, hábitats novedosos como los aportados por estructuras artificiales tales como diques o espigones pueden ser colonizados por estos organismos herbívoros; no obstante, estos nuevos hábitats difieren físicamente de los hábitats naturales y por lo tanto cabe esperar que los patrones de movimiento y dispersión de las especies colonizadoras sean diferentes a los que presentan en hábitats naturales (FAHRING, 2001).

Entre los herbívoros mencionados, los gasterópodos ramoneadores desempeñan un papel fundamental dentro de las comunidades mesolitorales (UNDERWOOD *et al.*, 1983), controlando el crecimiento y distribución de las distintas especies de algas de las que se alimentan (UNDERWOOD & JERKANOFF, 1981; UNDERWOOD, 1998) así como desprendiendo del sustrato pequeños organismos sésiles al alimentarse (DENLEY & UNDERWOOD, 1979). Uno de los gasterópodos ramoneadores más importantes de las costas rocosas del Oeste de Europa, es *Patella vulgata* (BAXTER, 1982; JENKINS & HARTNOLL, 2001; COLEMAN *et al.*, 2004); esta especie es un ramoneador micrófago que juega un papel clave en el control del crecimiento tanto de las micro- como macroalgas al alimentarse de los primeros estadíos de éstas (GUERRA & GAUDENCIO, 1986; HAWKINS *et al.*, 1992; DELLA SANTINA *et al.*, 1995; JENKINS *et al.*, 2001). Los ejemplares de *P. vulgata* exhiben un comportamiento de "vuelta a casa" (="homing behaviour"), en el que después de cada recorrido alimenticio, vuelven al mismo lugar del que partieron (="home scar") que está adaptado a la forma de su concha

favoreciendo un perfecto agarre al sustrato que protege al individuo de los depredadores y de la desecación (COOK *et al*., 1969; HARTNOLL & WRIGHT, 1977; GUERRA & GAUDENCIO, 1986; LITTLE *et al*., 1988; JENKINS & HARTNOLL, 2001). La actividad de las poblaciones de *P. vulgata* puede diferir entre localidades; además, las lapas pueden estar activas en distintas fases de los ciclos mareales y tanto durante el día como la noche (HAWKINS & HARTNOLL, 1982; LITTLE, 1989; EVANS & WILLIAMS, 1991; SANTINI *et al*., 2004). Esta variabilidad en el comportamiento está influenciada por factores tales como el grado de exposición al oleaje, la altura de marea, abundancia de recursos tróficos, el grado de inclinación o la rugosidad del sustrato que habitan (HARTNOLL & WRIGHT, 1977; HAWKINS & HARTNOLL, 1982; DELLA SANTINA *et al.*, 1994; WILLIAMS *et al.*, 1999). Los cambios en alguno de estos factores pueden, por ejemplo, afectar a la tasa de mortalidad, aumentar el estrés fisiológico de los animales o provocar cambios en la disponibilidad del alimento (SANTINI *et al*., 2004), lo que resulta, a su vez, en cambios en los poblaciones de esta lapa.

La actividad de *P. vulgata* se rige por desplazamientos periódicos para alimentarse, que están condicionados tanto por factores endógenos como exógenos, y que determinan la dirección y distancia de cada uno de los desplazamientos (GRAY & HOGDSON, 1999; GRAY & WILLIAMS, 2010; PARPAGNOLI *et al*., 2013; SANTINI *et al*., 2013). La mayor parte de su actividad ramoneadora se concentra alrededor del punto más alejado del propio punto de descanso, al que siempre retorna al finalizar el periplo de ramoneo (CHELAZZI *et al*., 1994, 1998). Cada uno de estos desplazamientos puede dividirse en tres fases (HARTNOLL & WRIGHT, 1977; LITTLE *et al*., 1988; EVANS & WILLIAMS, 1991): una primera fase de alejamiento del punto de descanso, seguida de una prolongada fase de ramoneo para terminar con una fase de retorno al punto del que partió inicialmente, donde permanece firmemente adherida al propio sustrato, hasta la próxima excursión (FRETTER & GRAHAM, 1962).

El comportamiento ramoneador de *P. vulgata* constituye un nexo crucial entre los productores primarios y los consumidores dentro de las cadenas alimenticias en la zona mesolitoral, lo cual resulta en un mecanismo de control de la producción de biomasa y en consecuencia de la productividad del ecosistema (COLEMAN *et al*., 2006). Al encontrarse este tipo de comportamiento tan condicionado por el sustrato que habitan, la introducción de estructuras artificiales que reemplazan a los sustratos

rocosos naturales, alterando las condiciones físicas e hidrodinámicas de la zona, puede modificar el comportamiento de estos gasterópodos y por lo tanto afectar a las interacciones biológicas, así como a las cadenas tróficas que mantienen las comunidades mesolitorales. Así, estudios realizados sobre la lapa *Cellana tramoserica* (Holten, 1802) (HOLTEN, 1802) en la bahía de Sydney (BULLERI *et al*., 2004), pusieron de manifiesto la importancia que juega el sustrato y los recursos tróficos a la hora de condicionar el comportamiento de los gasterópodos mesolitorales; las distancias desplazadas en períodos largos de tiempo en los muros artificiales fueron mayores que en los sustratos naturales, mientras que el porcentaje de individuos que mostraron un comportamiento de "vuelta a casa" fue superior en hábitats naturales.

En la actualidad, la línea de costa de la Ría de Ferrol se encuentra altamente urbanizada, presentando numerosas y diversas estructuras, que se erigen generalmente a expensas de los hábitats naturales, i. e., sustratos rocosos mesolitorales. Sin embargo, *P. vulgata* puede ser encontrada frecuentemente tanto en sustratos naturales como en estructuras artificiales como espigones y muros de contención (DÍAZ-AGRAS *et al*., 2010). Estudios previos realizados sobre la distribución, abundancia y estructura (tallas) de las poblaciones de *P. vulgata* en sustratos artificiales de esta Ría, no mostraron diferencias significativas con las poblaciones que se encuentran en sustratos naturales (DÍAZ-AGRAS *et al*., 2010). No obstante, se desconocen los patrones de actividad de esta especie en hábitats artificiales, y en consecuencia si difieren o no de los registrados en hábitats naturales.

4.2. Objetivos

El objetivo principal es determinar si los patrones de movimiento de *P. vulgata* difieren entre sustratos rocosos naturales verticales y muros artificiales en la zona mesolitoral de la Ría de Ferrol, a través del estudio de las distancias recorridas durante los desplazamientos de forrajeo en relación al punto de partida, i. e., lugar de descanso ("home scar") y su fidelidad al mismo ("homing behaviour"). Concretamente, la primera hipótesis a contrastar predice que estas distancias serán significativamente mayores en el hábitat artificial (muros verticales) que en el natural (sustrato rocoso vertical) (BULLERI *et al*., 2004); además, una segunda hipótesis predice que el comportamiento de fidelidad al lugar de descanso será más constante en hábitats

naturales, i. e., habrá un número significativamente mayor de lapas fieles al mismo lugar de descanso en el hábitat natural que en el artificial (BULLERI *et al*., 2004).

4.3. MATERIAL Y MÉTODOS

4.3.1. Área de estudio

El experimento destinado a contrastar las hipótesis propuestas fue realizado en la Ría de Ferrol (Galicia, NW península Ibérica, Figura 4.1) desde el mes de marzo de 2010 a septiembre de 2010, en cuatro localidades de la zona media de la Ría; las zonas externas e internas de la Ría no se incluyeron en el experimento al no existir sustratos naturales verticales lo suficientemente extensos. En cada una de las localidades, se seleccionaron dos tipos de hábitats: un sustrato artificial vertical (muro de bloques de granito) y un sustrato natural rocoso granítico vertical, próximos entre sí (i. e., separados por menos de 20 m); de esta forma se evitaban potenciales fuentes de confusión como las debidas a diferencias en la orientación del sustrato o la exposición al oleaje.

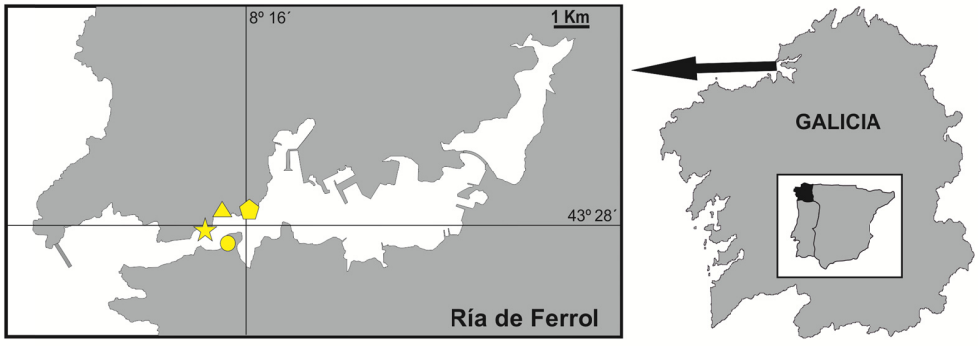


Fig. 4.1.- Localidades muestreadas: ☆ San Felipe, ⬠ O Vispón, ○ A Palma, △ Cetárea.

En cada uno de los dos hábitats (artificial y natural), se seleccionó una zona de 6-8 metros de longitud en el mesolitoral medio, donde los ejemplares de *P. vulgata* son más abundantes (FRETTER & GRAHAM, 1976). En este nivel de marea, el sustrato sobre el que viven los ejemplares de *P. vulgata* está cubierto principalmente por crustáceos cirrípedos de las especies *Chthamalus montagui* Southward, 1976, *C. stellatus* (Poli, 1795) y *Elminius modestus* Darwin, 1854.

4.3.2. Diseño experimental

En cada una de las localidades y en cada uno de los hábitats, durante el período de marea baja, se marcaron *in situ* 60 ejemplares de *P. vulgata* con una concha de una longitud mayor de 2 cm; para ello se utilizaron etiquetas plásticas numeradas que se pegaron a la concha con pegamento de cianocrilato; una vez seco el adhesivo, se recubrieron con una capa de resina sintética para evitar en la medida de lo posible que se despegasen. Ninguno de los ejemplares fue retirado de la superficie del sustrato durante el proceso de marcado, con el fin de no perturbar a los animales durante su manipulación (Figura 4.2). El etiquetado directo de este tipo en lapas causa muy pocas molestias al animal (CHAPMAN, 1986), por lo que es un método seguro y sencillo que evita comportamientos anómalos posteriores en los individuos que podrían estar derivados del propio marcaje, y afectar en consecuencia al resultado del experimento.

Para medir la posición de un ejemplar concreto y determinar o si hubo desplazamiento respecto a la posición original, se siguió la metodología descrita por UNDERWOOD (1977) y BULLERI (2004). Así, la posición de cada ejemplar está determinada por la distancia a dos puntos fijos, con una separación fija entre ellos, marcados por dos tornillos de acero inoxidable sujetos al sustrato, de forma que ambos definen una línea recta de longitud conocida y perpendicular a la línea de costa (Figura 4.3). Si la distancia desplazada fue menor de 1 cm, se consideró que el animal no se había desplazado de la posición original (MACKAY & UNDERWOOD, 1977). Este método para medir la distancia desplazada no tiene en cuenta el camino seguido por los ejemplares, lo que puede llevar a una cierta subestimación de la distancia recorrida (UNDERWOOD, 1977; CHAPMAN, 2000; BULLERI *et al*., 2004). En cualquier caso, la distancia recorrida según estas premisas fue medida el día después del marcado, para posteriormente ser medida al cabo de 15 días, 3 meses y 6 meses, respectivamente. El experimento se realizó dos veces (Inicio 1 e Inicio 2), escogiendo aleatoriamente 30 lapas de las marcadas inicialmente para cada uno de los inicios; el Inicio 2 se realizó 15 días después del Inicio 1, para obtener de esta manera, dos conjuntos de datos independientes entre sí en el tiempo (UNDERWOOD, 1977; BULLERI *et al*., 2004). Debido al pequeño tamaño de la Ría de Ferrol y a la reducida movilidad de los ejemplares estudiados, las medidas fueron realizadas en las cuatro localidades el mismo día.

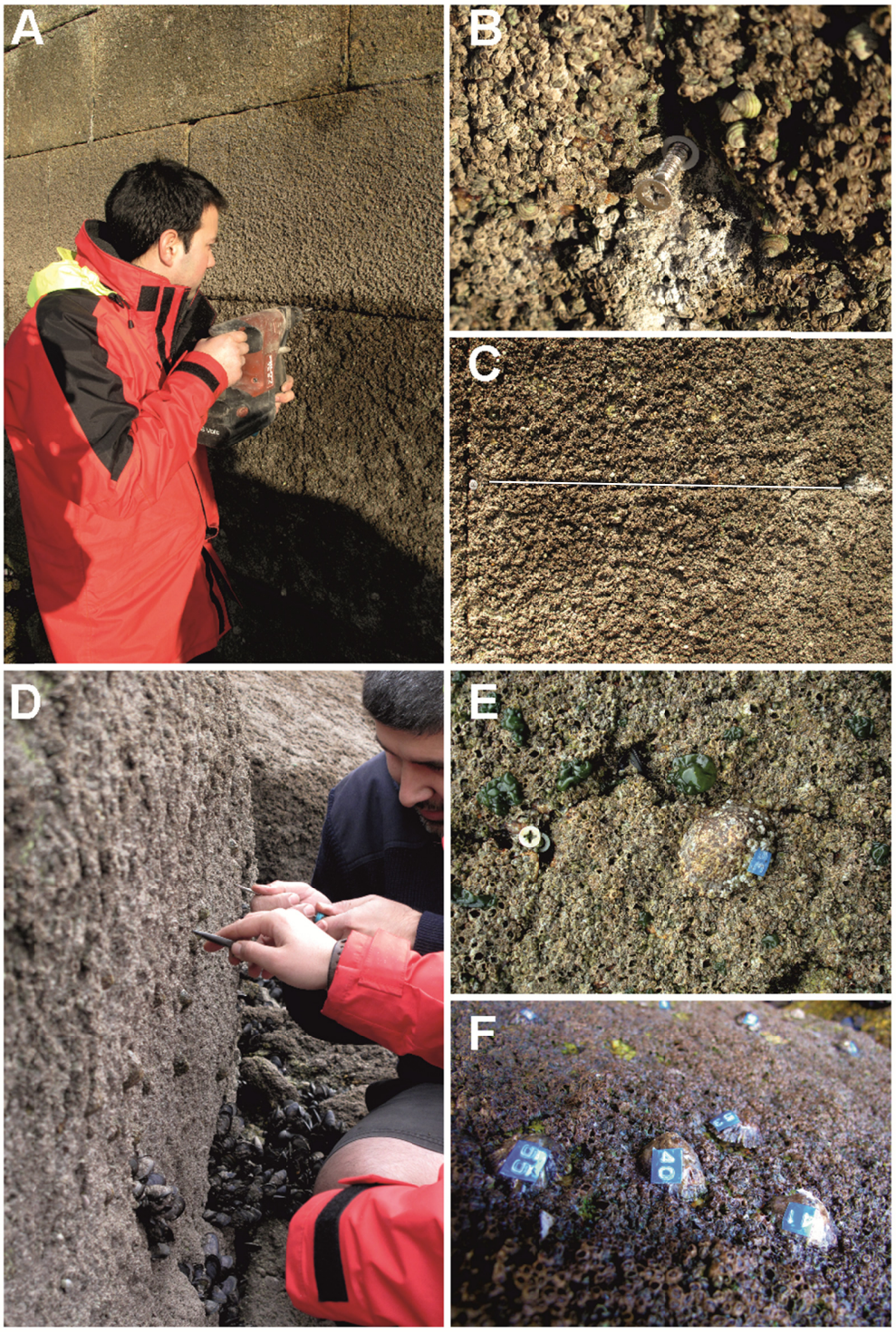


Fig. 4.2.- A. Colocación de los puntos fijos de medición. B. Tornillo de acero inoxidable una vez colocado. C. Los dos puntos fijos delimitando una distancia previamente determinada. D. Proceso de marcado de las lapas. E-F. Lapas marcadas.

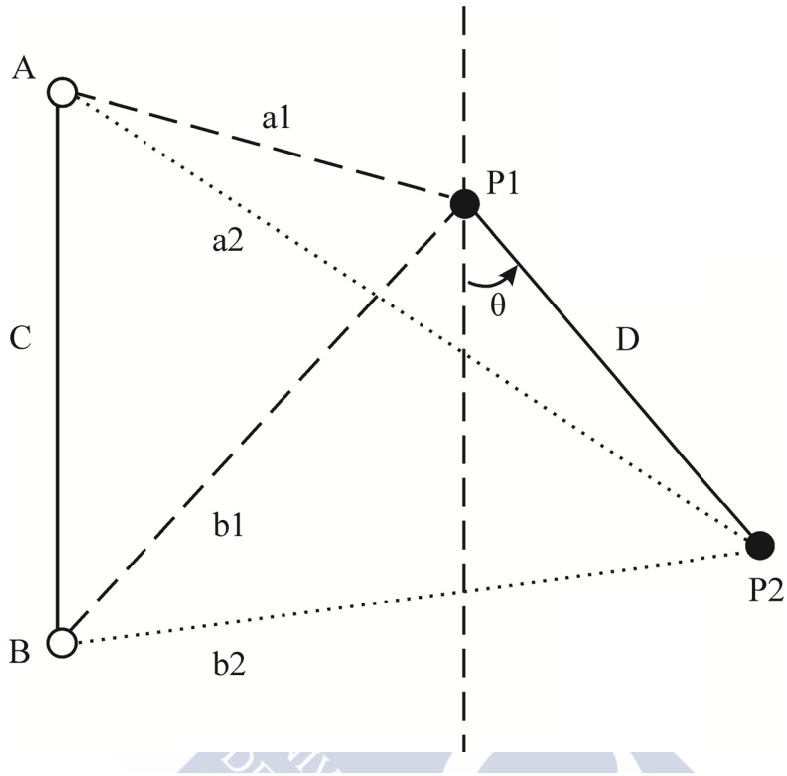


Fig. 4.3.- Diagrama ilustrativo del método empleado para determinar la posición de los ejemplares de *P. vulgata* a partir de dos tornillos (A y B) colocados a una distancia determinada (C): D representa la distancia desplazada desde la posición P1 a P2 con un ángulo θ. D y θ se calcularon utilizando el teorema del coseno a través de los triángulos formados por a1 y b1 y a2 y b2 (Modificado según UNDERWOOD, 1977)

4.3.3. Análisis de datos

Las distancias desplazadas por los ejemplares de *P. vulgata* al día siguiente del marcado, así como al cabo de 15 días, 3 y 6 meses, fueron comparadas entre los hábitats (artificial *vs* natural) usando el análisis de varianza (ANOVA de tres factores), contrastando así, los efectos del hábitat (factor fijo y ortogonal), localidad (aleatorio y ortogonal) e inicio (aleatorio y anidado en hábitat y localidad). El ANOVA es un análisis robusto, a pesar de una potencial heterogeneidad de las varianzas, cuando el número de réplicas es elevado y el tamaño de las muestras es igual (UNDERWOOD, 1997). Se utilizó la prueba de Cochran (C) para comprobar la homogeneidad de las varianzas antes de cada análisis; los datos de distancia desplazada fueron

transformados cuando dicho análisis ofreció resultados significativos. En el caso de que no se lograse la homogeneidad de las varianzas, los datos fueron analizados sin transformar reduciendo proporcionalmente el valor de probabilidad de aceptación/rechazo de la hipótesis nula (p. e., si C resultó significativo al 5% de probabilidad –$p< 0,05$– la probabilidad en el test ANOVA se redujo consecuentemente al 1% –$p< 0,01$–). En el caso de que los resultados obtenidos con el test ANOVA fuesen significativos, se utilizó la prueba *a posteriori* de Student-Newman-Keuls (SNK) para comparar las medias y determinar así dónde radicaban las diferencias, es decir, entre qué niveles de cada factor.

De la misma manera, el porcentaje de animales que presentaron un comportamiento de vuelta a casa (aquellos que se desplazaron menos de 1 cm respecto a su posición de partida) fue comparado entre hábitats utilizando nuevamente el análisis de varianza (ANOVA de dos factores), contrastando los efectos del hábitat (fijo y ortogonal) y del inicio (aleatorio y ortogonal) con las localidades como réplicas.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

4.4. RESULTADOS

Las gráficas de la media de las distancias desplazadas (Figuras 4.4-4.7) no mostraron diferencias consistentes entre los dos hábitats (artificial *vs* natural) en ninguno de los cuatro muestreos realizados. Sin embargo, algunas localidades como A Palma o Cetárea, mostraron algunas tendencias; en la primera, los desplazamientos fueron mayores en el sustrato artificial que en el natural en períodos largos de tiempo (3 y 6 meses; Figura 4.7); por el contrario, en la estación Cetárea se detectó una tendencia contraria, siendo las distancias desplazadas mayores en el sustrato natural que en el artificial en períodos largos (3-6 meses; Figuras 4.7). La ausencia de diferencias consistentes entre los dos hábitats, se vio confirmada por los resultados del ANOVA, los cuales no detectaron diferencias significativas a nivel de hábitat, al contrario de lo que predice la primera hipótesis, ni a nivel de localidad o inicio, en ninguno de los cuatro períodos analizados (Tablas 4.1-4.4).

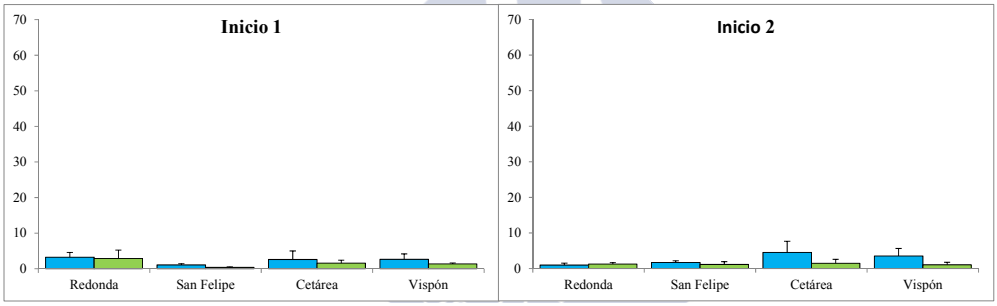


Fig. 4.4.- Distancia media (+ error estándar) desplazada por los ejemplares de *P. vulgata* en hábitats artificiales (azul) y naturales (verde) al día siguiente de iniciarse los experimentos.

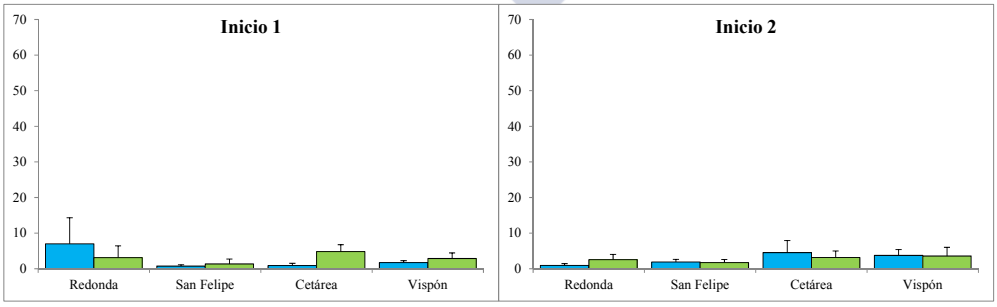


Fig. 4.5.- Distancia media (+ error estándar) desplazada por los ejemplares de *P. vulgata* en hábitats artificiales (azul) y naturales (verde) a los 15 días de iniciarse los experimentos.

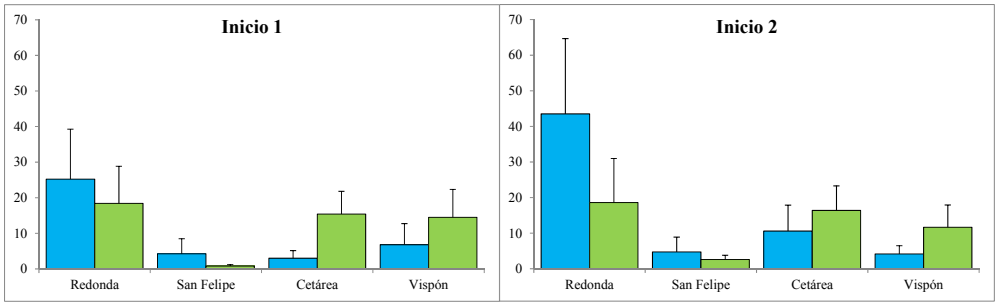


Fig. 4.6.- Distancia media (+ error estándar) desplazada por los ejemplares de *P. vulgata* en hábitats artificiales (azul) y naturales (verde) a los 3 meses de iniciarse los experimentos.

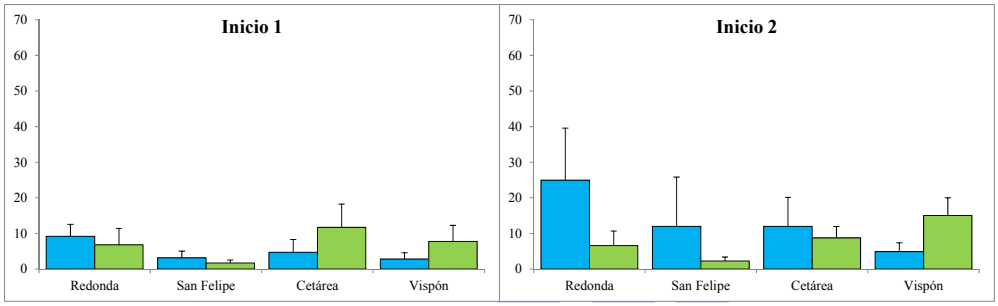


Fig. 4.7.- Distancia media (+ error estándar) desplazada por los ejemplares de *P. vulgata* en hábitats artificiales (azul) y naturales (verde) a los 6 meses de iniciarse los experimentos.

De igual manera, en las gráficas en las que se muestra el porcentaje de ejemplares que mostraron un comportamiento de vuelta a casa (Figura 4.8), tampoco se observaron diferencias entre los dos hábitats, al contrario de lo que cabría esperar de acuerdo a la segunda hipótesis. No obstante, por un lado se observó que al cabo de 1 y 15 días el porcentaje de ejemplares que desarrollaron esta estrategia es mayor que al cabo de 3 y 6 meses; por otro lado, el porcentaje de individuos que "volvieron a casa" parece ligeramente mayor en el sustrato natural, si bien los análisis estadísticos no detectaron diferencias significativas, ni a nivel de hábitat ni inicio (Tablas 4.5-4.8).

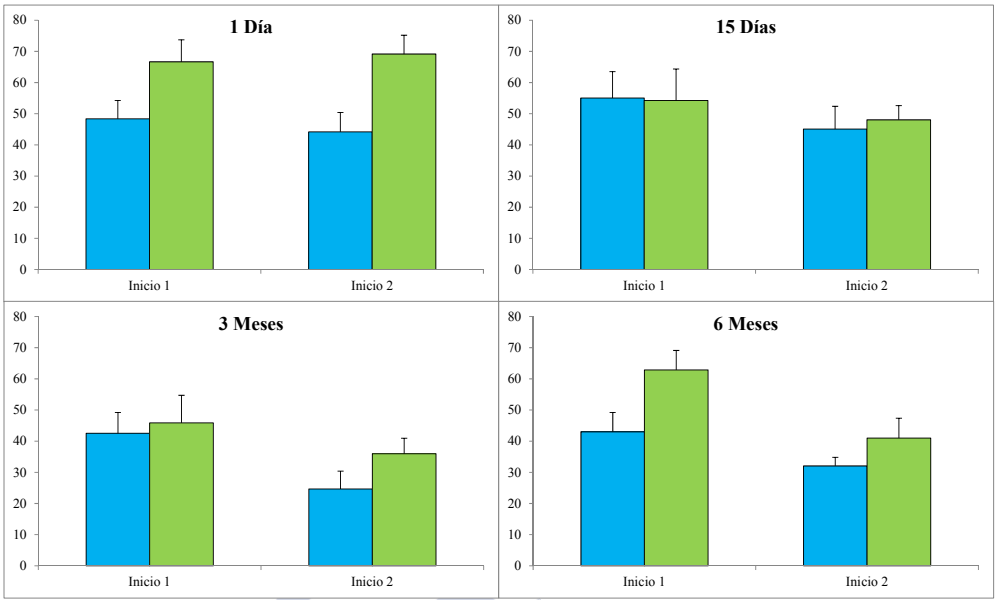


Fig. 4.8.- Porcentaje de ejemplares de *P. vulgata* que presentaron un comportamiento de vuelta a casa.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

4.5. DISCUSIÓN

Los patrones de comportamiento, movimiento y fidelidad al lugar de descanso ("homing behaviour") de *P. vulgata* son bien conocidos en sustratos naturales mesolitorales (comportamiento: COOK *et al*., 1969; CASSIDY & EVANS, 1980; EVANS & WILLIAMS, 1991; WILLIAMS *et al*., 1999; JENKINS & HARTNOLL, 2001; SANTINI *et al*., 2004; desplazamiento: HARTNOLL & WRIGHT, 1977; DELLA SANTINA *et al*., 1995; CHELAZZI *et al*., 1998; SANTINI *et al*., 2004, 2013). Sin embargo, no existen hasta la fecha trabajos publicados que describan semejantes patrones en sustratos artificiales. Por ello, se carece de un conocimiento fundamental que permita entender aspectos de la biología básica de esta especie en dichos hábitats, y a la postre, valorar su importancia a la hora de entender la estructura de las comunidades allí establecidas.

En la Ría de Ferrol, las distancias recorridas por *P. vulgata* y la proporción de los individuos que presentan un comportamiento de fidelidad al lugar de descanso no difieren entre los hábitats artificiales y naturales estudiados, ya sea en períodos de tiempos cortos (1-15 días) o períodos más largos (3-6 meses). Los movimientos de las lapas a lo largo de dos ciclos mareales, evidenciaron una gran variedad de movimientos en los dos tipos de hábitats, desde desplazamientos cortos de uno o dos centímetros, hasta grandes desplazamientos de 40 o 50 centímetros. Este comportamiento coincide con el descrito en otros estudios sobre gasterópodos mesolitorales, que ponen de manifiesto la existencia de patrones temporales de movimiento muy variables e impredecibles (HAMILTON, 1977; WELLS, 1980; HAWKINS & HARTNOLL, 1983; LITTLE, 1989; CROWE, 1999; CHAPMAN, 2000b; BULLERI *et al*., 2004). Esta variabilidad en la actividad de *P. vulgata* puede ser el resultado de interacciones de mayor o menor complejidad, que dependen a su vez de diversos factores como pueden ser la disponibilidad alimentaria, el estrés fisiológico, variaciones en la tasa de mortalidad, la madurez reproductora o incluso la duración de las fases activas de ramoneo; estos factores pueden variar con la época del año, el nivel del mesolitoral en el que se encuentren los animales e incluso según el grado de inclinación del sustrato (DELLA SANTINA *et al*., 1995; SANTINI *et al*., 2004). Los resultados mostrados en nuestro estudio por *P. vulgata*, tanto en sustratos artificiales como naturales, concuerdan con estos modelos de variabilidad e imprevisibilidad propuestos por los trabajos ya mencionados. La actividad desarrollada por las lapas se concentra en dos momentos a lo largo del día, durante la noche con la marea baja y

durante el día con la marea alta (HARTNOLL & WRIGHT, 1977; HAWKINS & HARTNOLL, 1982; WILLIAMS *et al*., 1999; SANTINI *et al*., 2004). La actividad durante la marea alta del día evita la exposición de las lapas a la depredación de las aves (LITTLE *et al*., 1990; COLEMAN *et al*., 1999) y disminuye el riesgo de desecación especialmente durante los meses más calurosos del año; por el contrario, la actividad durante la marea baja de la noche, reduce la posibilidad de ser depredado por decápodos braquiuros o asteroideos, que son más activos bajo el agua durante esta fase de la noche (WELLS, 1980; LITTLE, 1989; SANTINI *et al*., 2004).

En las gráficas que reflejan el desplazamiento de los individuos, se observan diferencias entre la primera fase del experimento (0-15 días) y la final (3-6 meses) (Fig. 4.4-4.7); este hecho podría ser explicado por los diferentes estados de madurez sexual de las lapas y por la disponibilidad de recursos tróficos. Respecto a la primera posibilidad, ORTON *et al*. (1956) señalan que cuando las gónadas de *P. vulgata* alcanzan su mayor grado de madurez, los desplazamientos, y por tanto la actividad ramoneadora de esta especie, se ven reducidos significativamente. La época del año en la que *P. vulgata* alcanza la madurez de sus gónadas es muy variable y está fuertemente influenciada por las condiciones medioambientales (BOWMAN & LEWIS, 1986; MCCARTHY *et al*., 2008) por lo que la madurez sexual puede ser alcanzada prácticamente en cualquier época del año (GUERRA & GAUDENCIO, 1986). Por tanto, las diferencias observadas entre los desplazamientos de la primera fase del experimento y la fase final, podrían explicarse por un distinto grado de madurez gonadal; así, en la primera fase del experimento las lapas presentarían gónadas más maduras, mientras que en la última fase se encontrarían poco desarrolladas. No obstante, esta posibilidad deberá ser corroborada en futuros experimentos que tengan en cuenta el estudio del desarrollo gonadal.

Otra posible explicación de estas diferencias podría ser la diferente disponibilidad de recursos tróficos a lo largo del período de estudio (marzo a septiembre). Aunque en el área estudiada no se dispone de datos cuantitativos sobre los patrones de crecimiento de microalgas, estudios en sustratos naturales muestran patrones contradictorios; así, mientras que en algunos casos aparecen máximos de productividad primaria en otoño e invierno (HILL & HAWKINS, 1991), en otros, estos se producen a finales de primavera y verano (WORKMAN, 1983). Esto pone de manifiesto la necesidad de determinar los patrones de crecimiento de microalgas en hábitats artificiales,

información de la que se carece, en general, en la actualidad (IVESA *et al*., 2010). Ello permitiría proponer hipótesis que relacionasen la disponibilidad de recursos y la dimensión de los desplazamientos, p. e., una mayor disponibilidad implicaría desplazamientos más cortos, mientras que una escasez de ellos resultará en desplazamientos más largos.

Alternativamente, los mayores desplazamientos mostrados por algunos ejemplares pueden ser el resultado de fenómenos de competencia intraespecífica, frecuentes en los niveles medios del mesolitoral donde la abundancia de microalgas y de propágulos de algas es grande (BRANCH, 1981; WORKMAN, 1983; LITTLE *et al*., 1990; DELLA SANTINA *et al*., 1995), pero donde la densidad de las propias lapas es también mayor (DELLA SANTINA *et al*., 1995; DÍAZ-AGRAS *et al*., 2010). Así, teniendo en cuenta que la extensión del mesolitoral en los muros artificiales (*ca*. 4 m) es menor *a priori* que en hábitats naturales, los individuos se concentrarán en un espacio menor; por ello, cabe esperar que la intensidad de los fenómenos de competencia intra- e interespecífica por los recursos tróficos entre lapas también será mayor (CHAPMAN & BULLERI, 2003; KLEIN *et al*., 2011). Además, los cambios en el comportamiento de las lapas y en los fenómenos competitivos que se pueden producir en los muros artificiales, podrían resultar en variaciones sustanciales en las comunidades asociadas a estos hábitats en relación a las presentes en hábitats naturales (UNDERWOOD, 1984; HAWKINS *et al*., 1992; UNDERWOOD *et al*., 1993; COLEMAN *et al*., 2006; IVESA *et al*., 2010), provocando por ejemplo diferencias en los patrones de reclutamiento, disponibilidad alimenticia o mortalidad (IVESA *et al*., 2010). Por otra parte, los patrones de movimiento pueden variar en función de la talla de los individuos, ya que diversos parámetros que determinan su movilidad, como el metabolismo energético o los riesgos de mortalidad, están asociados al propio tamaño del animal (BRANCH, 1981). Así, los ejemplares más grandes realizan desplazamientos más largos y durante períodos de tiempo mayores que los de menor tamaño; esto es debido a que los individuos más grandes tienen unos requerimientos energéticos mayores que los más pequeños (STIMSON, 1970; DELLA SANTINA *et al*., 1995; LITTLE *et al*., 1998). Además, presentan un menor riesgo de depredación por parte de aves, crustáceos y equinodermos, ya que al presentar una mayor superficie de contacto con el sustrato sería más difícil despegarlos (COLEMAN *et al*., 1999), y por lo tanto sus excursiones de ramoneo reportarían menos riesgos de depredación, pudiendo ser más largas que las

de los ejemplares de menor tamaño. En este sentido, se podría explorar esta posibilidad a través de ulteriores experimentos, en los que se considerasen diferentes rangos de talla de los ejemplares como un factor adicional.

Una de las principales conclusiones de este estudio reside en la gran variabilidad en el comportamiento individual de las lapas, independientemente del sustrato en el que se encuentren. Dicha variabilidad en su comportamiento no es del todo inesperada si consideramos la gran plasticidad fenotípica que presenta *P. vulgata* (SANTINI *et al*., 2004). Efectivamente, esta plasticidad está condicionada por el medio, de forma que si las condiciones ambientales son muy variables, el grado de plasticidad que presentará será también muy elevado (BRADSHAW, 1965; KOMERS, 1997; NORBERG *et al*., 2001). La zona mesolitoral está sometida a diversos cambios, tanto espaciales como temporales (RAFFAELLI & HAWKINS, 1996); así, tanto los gradientes de estrés vertical (distancia al mar) como horizontal (exposición al oleaje) interactúan para producir grandes variaciones en las condiciones medioambientales (SANTINI *et al*., 2004), lo que resulta a su vez en una gran heterogeneidad espacial, tanto a pequeña como a gran escala (HAWKINS *et al*., 1992; BURROWS & HAWKINS, 1998), a lo que se añade la topografía del sustrato, los ciclos mareales y las variaciones climatológicas estacionales. Por ello, poseer la potencialidad de adaptar los patrones de comportamiento a las condiciones tan cambiantes del medio, supone una ventaja adaptativa crucial para la supervivencia. Por tanto, el comportamiento y patrones de desplazamiento de *P. vulgata* puede ser modulado en función de una compleja interacción de factores exógenos que pueden incluso alterar los ritmos endógenos naturales de esta especie (SANTINI *et al*., 2004). En cualquier caso, en hábitats artificiales, tal conocimiento es inexistente en la actualidad.

En definitiva, si bien las hipótesis de partida no se han visto refrendadas por los resultados experimentales, creemos necesario profundizar en el estudio del comportamiento de *P. vulgata* en hábitats artificiales, tanto a distintas escalas espaciales como temporales. En este sentido, es sabido que esta especie desempeña un papel fundamental en la estructuración de las comunidades mesolitorales (HAWKINS & HARTNOLL, 1983; LITTLE, 1989; JENKINS *et al*., 2001). Cambios en el comportamiento de las principales especies ramoneadoras pueden causar variaciones en la biodiversidad y en el funcionamiento de los ecosistemas (MORAN, 1985; VADAS *et al*., 1986). Así, si la naturaleza del hábitat (natural *vs*. artificial) condiciona el

comportamiento de dichas especies y el resultado de sus interacciones con el resto de componentes biológicos (microalgas, competidores, etc.), cabe esperar que la estructura final de las comunidades será diferente en hábitats artificiales (CHAPMAN & BULLERI, 2003; BULLERI *et al*., 2004). Por lo tanto, y a pesar de que estos últimos (muros de contención en nuestro caso) alberguen una biodiversidad parecida a la presente en sustratos naturales, su calidad como hábitat desde un punto de vista funcional no será la misma. El estudio del comportamiento de las especies clave en distintos hábitats es un paso fundamental a la hora de comprender el alcance real del impacto de las nuevas estructuras artificiales; la continua expansión de este tipo de estructuras debido al crecimiento de la población humana y al cambio climático, demanda un mayor conocimiento de los posibles impactos de estas estructuras para poder planificar estrategias de conservación y usos de los hábitats naturales.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA



Capítulo 5

Discusión General

USC
UNIVERSIDADE
DE SANTIAGO
DE COMPOSTELA

5. Discusión general

La transformación o destrucción de los hábitats costeros debido a la construcción de estructuras artificiales (y especialmente a los muros verticales) es un proceso cada vez más frecuente (GLASBY & CONNELL, 1999; THOMPSON *et al*., 2002; CHARLIER *et al*., 2005; CHAPMAN, 2006); este fenómeno sucede tanto en la zona mesolitoral como infralitoral (BURDICK & SHORT, 1999; CHAPMAN & UNDERWOOD, 2011). Por otro lado, la presencia de estas nuevas estructuras aporta un nuevo sustrato que potencialmente puede ser explotado por diversos organismos marinos (CHAPMAN & BULLERI, 2003; CHAPMAN, 2006; LAM *et al*., 2009; BULLERI & CHAPMAN, 2010; MEGINA *et al*., 2013). En este sentido, el valor ecológico de estos nuevos hábitats dependerá del grado en que reproduzcan las características esenciales de los naturales, para poder albergar de esta manera una biota igualmente diversa, así como de las políticas de conservación y restauración que apliquen las autoridades locales (CHAPMAN, 2006). A pesar de la importancia que tiene hoy día la pérdida de los hábitats naturales en la franja costera, son todavía escasos los estudios sobre las implicaciones que la presencia de estos nuevos hábitats tiene sobre la biota de la zona mesolitoral.

Los resultados obtenidos en esta Tesis Doctoral sobre la fauna de moluscos en muros verticales de bloques de granito en la Ría de Ferrol, sugieren que estos podrían actuar en cierta medida como sustitutos de los hábitats naturales; sin embargo, es todavía prematuro extraer conclusiones relativas a su valor ecológico. Por ello, es necesario ahondar en los procesos relevantes que condicionan los patrones de abundancia y distribución observados, a través de estudios experimentales que tengan en cuenta las interacciones entre organismos así como su propia biología (fisiología, reproducción, etc.). En particular, es de gran relevancia determinar la intensidad y resultado de las interacciones intra- e interespecíficas que tienen lugar durante el establecimiento de las nuevas poblaciones en estos hábitats.

Así mismo, es fundamental entender como la biota se establece, evoluciona y se mantiene a lo largo del tiempo en estas nuevas estructuras mesolitorales; este conocimiento es, sin embargo, muy escaso, y proviene en su mayor parte de estudios locales, cuyos resultados posiblemente no sean generalizables a todo el planeta (BULLERI, 2005a). Así, por ejemplo, algunos estudios señalan diferencias en el

reclutamiento entre los dos tipos de hábitats (BULLERI, 2005a), por lo que futuros experimentos, replicados a la escala apropiada, deberían centrarse en identificar los factores específicos causantes de estas diferencias. Por otro lado, el estudio de factores bióticos como las variaciones en el número de competidores y de depredadores o los recursos alimenticios disponibles (CHIM & TAN, 2009), sería necesario para determinar potenciales diferencias entre hábitats (AIROLDI & BECK, 2007; BULLERI & CHAPMAN, 2010; CHAPMAN & UNDERWOOD, 2011). Además, uno de los mayores problemas en estudios ecológicos es la discrepancia entre los resultados observados a corto y a largo plazo (MENGE, 1997). Por ejemplo, en muchos procesos de competencia, el resultado de los mismos puede diferir para una misma especie cuando se considera una escala de tiempo mayor (WELLINGTON, 1980).

Este conocimiento permitirá realizar predicciones sobre las consecuencias de la construcción de nuevas estructuras teniendo en cuenta la diversidad y composición de las comunidades presentes en hábitats naturales próximos. En definitiva, la comprensión de tales procesos será fundamental para determinar el mantenimiento de la biodiversidad en estos nuevos hábitats (BULLERI & CHAPMAN, 2010), además de ser considerados a la hora de establecer diseños para la construcción de estas estructuras de un modo más ecológico (AIROLDI & BULLERI, 2011; CHAPMAN & UNDERWOOD, 2011). En este sentido, la preservación de la biodiversidad en zonas urbanas, no puede estar sustentada únicamente en documentar los efectos del desarrollo urbano sobre la biodiversidad local, sino que ha de estar basada en una colaboración efectiva entre las autoridades locales, ingenieros y biólogos. Ello será necesario para desarrollar estrategias y técnicas de construcción que permitan diseñar infraestructuras que proporcionen hábitats adecuados para un mayor número de especies sin comprometer la integridad y seguridad de las propias estructuras y de la misión que desempeñan, particularmente en el contexto actual del cambio climático global.

La aplicación de los principios de diseño experimental, junto con el conocimiento sobre los procesos ecológicos y las nuevas técnicas de construcción, pueden llevar a contrastar diferentes hipótesis que permitan mejorar el modo de construir nuevas infraestructuras o, más apropiadamente, las ya existentes (CHAPMAN & CLYNICK, 2006; CHAPMAN & BLOCKLEY, 2009; BULLERI & CHAPMAN, 2010; AIROLDI & BULLERI, 2011). Por ejemplo, la creación de oquedades en los muros verticales

mediante la eliminación de algunos bloques durante su construcción puede crear hábitats adicionales, por ejemplo reteniendo agua durante los períodos de marea baja; ello podría incrementar la diversidad de algas y animales móviles (p. e., equinodermos, gasterópodos de gran tamaño), que de otro modo no están presente en tales estructuras (CHAPMAN, 2003; CHAPMAN & UNDERWOOD, 2011), especialmente en los niveles superiores del mesolitoral, donde las condiciones ambientales son más rigurosas durante la emersión. Por otro lado, el uso de materiales de textura rugosa como el Gabro, para la construcción de muros, también podría servir para este fin (BURT *et al*., 2009a), al ser más sencilla la fijación larvaria en estas superficies, aumentando el número de microhábitats disponibles que sirven como refugio contra los depredadores y las condiciones climáticas adversas (BULLERI & CHAPMAN, 2010; CHAPMAN & UNDERWOOD, 2011).

Además, las consideraciones ecológicas a la hora de diseñar estas nuevas estructuras no deberían estar ceñidas únicamente a la naturaleza de los materiales de construcción, la textura de las superficies o la complejidad estructural de los muros verticales (AIROLDI *et al*., 2008; CHAPMAN & BLOCKLEY, 2009) ya que el intento de imitar físicamente a los hábitats naturales es por sí mismo, insuficiente para garantizar una correcta colonización por un amplio número de especies. Así, el mantenimiento de estas estructuras ha de ser planificado a largo plazo y se revela como uno de los factores cruciales que afecta tanto a la composición como a la abundancia y distribución de las especies que colonizan estas infraestructuras (AIROLDI & BULLERI, 2011). Por ejemplo, las grietas entre los bloques de los muros verticales suelen ser reparadas y rellenadas para crear superficies lisas, por razones estéticas en muchos casos, eliminando de esta manera microhábitats esenciales que ofrecerían refugio a muchas especies; en otros casos, las superficies suelen ser "limpiadas", eliminando poblaciones de animales sésiles como *M. galloprovincialis*, *C. stellatus* o *B. perforatus*, que estructuran el hábitat para multitud de especies (THIEL & ULLRICH, 2002). Por ello, los trabajos de mantenimiento asociados al uso de estos muros, pueden reducir la diversidad de la epibiota al destruir repetidamente las comunidades recién asentadas. Estos procesos pueden llevar a una dominancia continua de especies oportunistas, como pueden ser las algas filamentosas, que impiden el asentamiento de organismos de estrategia vital de tipo especialista (BACCHIOCCHI & AIROLDI, 2003;

BURCHART *et al*., 2007), lo que se traduciría en una pérdida y homogeneización de la biodiversidad presente en este tipo de estructuras.

No cabe duda de que la construcción de muros artificiales en la zona mesolitoral continuará creciendo debido a la concentración de la población en zonas costeras y a medio plazo al aumento del nivel del mar (HOBBS *et al*., 2006). Igualmente, es indudable que la destrucción de los hábitats naturales que son reemplazados por los artificiales representa un gran impacto ambiental, que puede suponer la alteración o pérdida de biodiversidad en zonas costeras. Por ello, el objetivo de preservar la biodiversidad en estas zonas densamente pobladas, podría centrarse alternativamente en la conservación y preservación de la biodiversidad en este tipo de estructuras artificiales en lugar de concentrarse en la esperanza de que se pueden restaurar hábitats prístinos (CHAPMAN & BLOCKLEY, 2009), que, por lo general, una vez destruidos son irrecuperables. Por todo esto, es necesario que tanto los ingenieros como administraciones locales y biólogos, trabajen de forma conjunta y eficiente para encontrar soluciones efectivas y económicas que contribuyan a mejorar el valor ecológico de estos muros artificiales. Así mismo, se debe hacer hincapié nuevamente en que construyendo simplemente estructuras que intenten imitar físicamente a los hábitats naturales es, por sí mismo, insuficiente para garantizar el establecimiento de comunidades diversas y perdurables en el tiempo, por lo que las políticas de conservación y mantenimiento de estas estructuras así como la protección de la calidad medioambiental de las aguas que las rodea, también han de ser consideradas a la hora de establecer diseños y protocolos de construcción o restauración de los muros artificiales.



Capítulo 6

Resumen y conclusiones

USC
UNIVERSIDADE
DE SANTIAGO
DE COMPOSTELA

6. Resumen y conclusiones

El progresivo desarrollo urbanístico asociado al constante crecimiento de la población humana hace que las áreas urbanas costeras tengan cada vez un mayor impacto en los ecosistemas marinos. Se ha estimado que aproximadamente entre un 30 y un 40% de la población mundial vive hoy día en áreas costeras o cerca de ellas, y se piensa que este porcentaje llegará a un 60% alrededor del año 2030. Ello implica la proliferación de infraestructuras tales como rompeolas, pantalanes, muelles o espigones, que destruyen y fragmentan los hábitats naturales y añaden nuevas estructuras a los ecosistemas marinos. Estas difieren de los sustratos duros naturales en la composición, orientación y textura de las superficies, así como en la diversidad y características de los microhábitats que presentan. Estudios previos sugieren que estas estructuras podrían aportar un nuevo hábitat y ser consideradas como potenciales sustitutos de hábitats naturales; sin embargo, recientemente se ha demostrado que las mayores diferencias entre las estructuras artificiales y los hábitats naturales radican, no sólo en la composición biológica, sino en la abundancia relativa de las especies más comunes presentes en ellos. Entender cómo estas nuevas estructuras afectan a los procesos que modelan las comunidades biológicas que estas albergan, es clave para poder minimizar los efectos sobre los hábitats naturales. Esto permitiría diseñar y construir estructuras artificiales que tengan un impacto mínimo en los ecosistemas marinos y que permitan albergar una diversidad de organismos similar a la presente en los hábitats rocosos naturales.

Hasta la actualidad, numerosos estudios se han centrado en los niveles de contaminación del agua y de los sedimentos o de los efectos de distintos contaminantes en los organismos marinos; por el contrario, muy pocos se han centrado en el impacto que estas estructuras artificiales, que reemplazan los hábitats naturales, causan en los patrones de distribución, poblaciones y comportamiento de los organismos mesolitorales. En general, estos escasos estudios han sido realizados en áreas muy específicas del planeta, principalmente Australia e Italia, donde los rangos de marea varían entre uno y dos metros. La zona mesolitoral de las rías gallegas tiene un rango mareal de hasta cuatro metros y una gran diversidad de hábitats naturales habitados por una fauna bentónica abundante y diversa. La costa de las rías gallegas está hoy día altamente urbanizada debido a la concentración de la población en las zonas costeras; muchos hábitats naturales han sido reemplazados o fragmentados por

la construcción de muelles, muros o espigones. Hasta ahora ningún estudio se ha centrado en el impacto de este tipo de estructuras artificiales en los organismos que habitan el medio mesolitoral de las rías. En las rías gallegas, estas estructuras artificiales suelen estar construidas con una inclinación vertical (~90º) y principalmente a partir de bloques de granito, que es el principal componente de los sustratos rocosos naturales. Observaciones preliminares muestran que las estructuras artificiales están colonizadas por una serie de algas y de invertebrados, incluyendo muchas especies de moluscos. Los moluscos, tanto sésiles como vágiles, son un importante y variado componente de las poblaciones naturales de las costas gallegas. Concretamente, los moluscos gasterópodos juegan un importante papel en los patrones de distribución y poblaciones de los sustratos duros mesolitorales, controlando, por ejemplo, el crecimiento y distribución de las algas o evitando el crecimiento de pequeños organismos sésiles.

En esta memoria de Tesis Doctoral se pretende comparar la composición de la fauna de moluscos gasterópodos, así como su abundancia, frecuencia de aparición, y comportamiento, entre muros artificiales de factura granítica y sustratos naturales graníticos en el medio mesolitoral de la Ría de Ferrol, cuyos márgenes están altamente urbanizados y en consecuencia alterados.

En el **capítulo 1**, *Introducción*, se presenta la problemática que acarrea el continuo desarrollo urbanístico en las zonas costeras asociado al cambio climático y a la concentración de la población en la costa. Se identifican los problemas más frecuentes que las nuevas estructuras artificiales provocan sobre la biodiversidad y se resumen las principales características que tiene una de las principales estructuras artificiales de defensa de la línea de costa, i. e., muros verticales. Por último, se hace un pequeño resumen del impacto urbanístico en los sustratos naturales mesolitorales y su biota en el área de estudio, la Ría de Ferrol.

En el **capítulo 2**, titulado *Estudio comparativo de la diversidad y composición de la fauna de moluscos entre hábitats mesolitorales naturales y artificiales*, se destaca la importancia que tienen los moluscos en la zona mesolitoral y se contrastan experimentalmente las siguientes hipótesis:

a) La diversidad en los hábitats artificiales (muros) será menor que en los sustratos rocosos naturales.

b) Habrá diferencias en la abundancia y/o presencia (frecuencia de aparición) de las diferentes especies de moluscos entre hábitats artificiales y naturales.
c) Los hábitats naturales tendrán una mayor presencia de especies raras o poco frecuentes que los hábitats artificiales.

Concluyéndose que:

1º.- Los hábitats artificiales verticales y naturales de la Ría de Ferrol presentan una diversidad de moluscos vágiles similar.

2º.- Las frecuencias de aparición de algunas especies ramoneadoras como *Phorcus lineatus*, *Gibbula umbilicalis* y *Littorina littorea*, muestran ligeras diferencias entre los dos hábitats, por lo que para algunos moluscos los hábitats artificiales verticales no proporcionan el mismo tipo de hábitat que los naturales.

En el **capítulo 3**, titulado *Fauna de moluscos en agregados de mejillones (*Mytilus galloprovincialis*) en sustratos naturales y artificiales*, se pone de manifiesto la importancia ecológica de las especies "ingenieras" de ecosistemas, y se resume el conocimiento que existe hoy día del impacto que los hábitats artificiales tienen sobre estas especies y aquellas que viven en los microhábitats creados por estos organismos. Por último, se afronta el estudio de las especies de moluscos que viven en cinturón de *Mytilus galloprovincialis*, comparando su diversidad y composición entre hábitats artificiales y naturales, mediante el contraste experimental de la hipótesis que predice que habrá diferencias en la fauna presente en agregados de mejillones entre hábitats artificiales (muros) y substratos rocosos naturales, teniendo en cuenta tanto la naturaleza del hábitat (artificial o natural) como la inclinación del mismo (horizontal o vertical), concluyendo que:

3º.- Los agregados de *M. galloprovincialis* en hábitats artificiales y naturales verticales y horizontales de la Ría de Ferrol presentan una diversidad de moluscos similar.

4º.- Aunque algunas de las especies muestran diferencias entre hábitats o sitios de manera puntual, se indica que podrían ser debidas en mayor medida a las diferencias estructurales locales de cada uno de los agregados de mejillón más que a la propia naturaleza del hábitat sobre el que se asientan los mejillones.

En el **capítulo 4**, *Comparación de los patrones de movimiento de* Patella vulgata *en sustratos verticales naturales y artificiales*, se resalta la importancia que tiene *P. vulgata* en la zona mesolitoral y se resumen aspectos de su comportamiento ligados al sustrato y las condiciones ambientales del lugar en el que viven. Por último, se estudia el comportamiento de *P. vulgata* en hábitats artificiales y naturales a través del estudio del movimiento de este gasterópodo a lo largo de varios meses del año, contrastando experimentalmente las siguientes hipótesis:

a) Las distancias desplazadas por *P. vulgata* serán significativamente mayores en el hábitat artificial (muros verticales) que en el natural (sustrato rocoso vertical).
b) El comportamiento de fidelidad de *P. vulgata* al lugar de descanso será más constante en hábitats naturales que en artificiales.

Concluyendo que:

5º.- Las distancias recorridas por *P. vulgata* no difieren entre hábitats artificiales y hábitats naturales.

6º.- Existe una gran variabilidad en el comportamiento individual de cada ejemplar en particular al cabo del tiempo, independientemente del hábitat estudiado.

7º.- La proporción de individuos que presenta fidelidad al lugar de descanso no difiere entre hábitats naturales y artificiales.

Por último, en el **capítulo 5**, *Discusión general*, se ponen en perspectiva los resultados obtenidos y se proponen futuras líneas de investigación para profundizar en el alcance del impacto de los muros artificiales. Por último se hacen recomendaciones sobre colaboraciones entre autoridades, ingenieros y biólogos para que los futuros procesos de construcción de estructuras artificiales tengan las mayores garantías de preservación de la biodiversidad local. Concluyendo que:

8º.- Son necesarios más estudios comparativos de índole experimental sobre la reproducción, alimentación, comportamiento e interacciones intra- e interespecíficas de los moluscos mesolitorales en los dos tipos de hábitats, para poder conocer en profundidad el alcance del impacto causado por la construcción de este tipo de estructuras.

9º.- Finalmente, este conocimiento será necesario para poder entender cómo mejorar el diseño y características de estos nuevos hábitats, con el objeto de mantener y preservar la biodiversidad de organismos mesolitorales ante la continua expansión de los hábitats artificiales. En este sentido, la colaboración entre administraciones, ingenieros y biólogos debe ser un aspecto fundamental.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

USC
UNIVERSIDADE
DE SANTIAGO
DE COMPOSTELA

Capítulo 7

Bibliografía

USC
UNIVERSIDADE
DE SANTIAGO
DE COMPOSTELA

Bibliografía

ABLE, K.W., MANDERSON, J.P. & STUDHOLME, A.L. (1998). The distribution of shallow water juvenile fishes in an urban estuary: the effects of manmade structures in the lower Hudson river. *Estuaries*, 21: 731-744.

ADAMS, J. (1800). Descriptions of some minute British shells. *Transactions of the Linnean Society of London*, 5: 1-6.

AGUILERA, M.A., BROITMAN, B.R. & THIEL, M. (2014). Spatial variability in community composition on a granite breakwater versus natural rocky shores: Lack of microhabitats suppresses intertidal biodiversity. *Marine Pollution Bulletin*, 87: 257-268.

AGUILERA, M.A. & NAVARRETE, S. (2011). Distribution and activity patterns in an intertidal grazer assemblage: influence of temporal and spatial organization on interspecific associations. *Marine Ecology Progress Series*, 431: 119-136.

AIROLDI, L., ABBIATI, M., BECK, M.W., HAWKINS, S.J., JONSSON, P.R., MARTIN, D., MOSCHELLA, P.S., SÜNDELOF, A., THOMPSON, R.C. & ÅBERG, P. (2005). An ecological perspective on the deployment and design of low-crested and other hard coastal defence structures. *Coastal Engineering*, 52: 1073-1087.

AIROLDI, L., BALATA, D. & BECK, M.W. (2008). The gray zone: relationships between habitat loss and marine diversity and their applications in conservation. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 366: 8-15.

AIROLDI, L. & BECK, M. (2007). Loss, status and trends for coastal marine habitats of Europe. *Oceanography and Marine Biology an Annual Review*, 45: 345-405.

AIROLDI, L. & BULLERI, F. (2011). Anthropogenic disturbance can determine the magnitude of opportunistic species responses on marine urban infrastructures. *PLoS ONE* 6(8): e22985. Doi: 10.1371/journal.pone.0022985.

ALBA, P. (2006). *A xestión dos usos do litoral e o aproveitamento dos recursos mariños en Galicia*. *In*: *VII Foro dos recursos mariños e da Acuicultura das Rías Galegas*, O Grove 6-7, Outubro 2005, 25-31.

ANDERSON, M.J. (2005). *PERMANOVA: a FORTRAN computer program for permutational multivariate analysis of variance*. Department of Statistics, University of Auckland, Nueva Zelanda. 24 pp.

ARCHAMBAULT, P. & BOURGET, E. (1996). Scales of coastal heterogeneity and benthic intertidal species richness, diversity and abundance. *Marine Ecology Progress Series*, 136: 111-121.

ARRONTES, J., ARENAS, F., FERNÁNDEZ, C., RICO, J.M., OLIVEROS, J., MARTÍNEZ, B., VIEJO, R.M. & ÁLVAREZ, D. (2004). Effect of grazing by limpets on mid-shore species assemblages in northern Spain. *Marine Ecology Progress Series*, 277: 117-133.

ASCHAFFENBURG, M.D. (2008). Different crab species influence feeding of the snail *Nucella lapillus* through trait-mediated indirect interactions. *Marine Ecology*, 29: 348-353.

ASTLES, K.L. (1993). Patterns of abundance and distribution of species in intertidal rock pools. *Journal of the Marine Biological Association of the U.K.*, 73: 555-569.

ATILLA, N., WETZEL, M.A. & FLEEGER, J.W. (2003). Abundance and colonisation potential of artificial hard substrate-associated meiofauna. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 287: 273-287.

ATTRILL, M.J., BILTON, D.T., ROWDEN, A.A., RUNDLE, S.D. & THOMAS R.M. (1999). The impact of encroachment and bankside development on the habitat complexity and supralittoral invertebrate communities of the Thames estuary foreshore. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 9: 237-247.

BACCHIOCCHI, F. & AIROLDI, L. (2003). Distribution and dynamics of epibiota on hard structures for coastal protection. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 56: 1157-1166.

BADANO, E.I. & CAVIERES, L.A. (2006). Ecosystem engineering across ecosystems: do engineer species sharing common features have generalized or idiosyncratic effects on species diversity? *Journal of Biogeography*, 33: 304-313.

BAILEY-BROCK, J.H. (1989). Fouling community development on an artificial reef in Hawaiian waters. *Bulletin of Marine Science*, 44(2): 580-591.

BARWICK, R.D., KWAK, T.J. NOBLE, R.L. & BARWICK, D.H. (2004). Fish populations associated with habitat-modified piers and natural woody debris in Piedmont Carolina reservoirs. *North American Journal of Fisheries Management*, 24: 1120-133.

BAX, N., WILLIAMSON, A., AGUERO, M., GONZALEZ, E. & GEEVES, W. (2003). Marine invasive alien species: a threat to global biodiversity. *Marine Policy*, 27: 313-323.

BAXTER, J.M. (1982). Population dynamics of *Patella vulgata* in Orkney. *Netherlands Journal of Sea Research*, 16: 96-104.

BECK, M.W. (1998). Comparison of the measurement and effects of habitat structure on gastropods in rocky intertidal and mangrove habitats. *Marine Ecology Progress Series*, 169: 165-178.

BECK, M.W. (2000). Separating the elements of habitat structure: independent effects of habitat complexity and structural components on rocky intertidal gastropods. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 249: 29-49.

BECKETT, D.C., GREEN, B.W. & THOMAS, S.A. (1996). Epizoic invertebrate communities on upper Mississippi River unionid bivalves. *American Midland Naturalist*, 135: 102-114.

BELL, S.S., BROOKS, R.A., ROBINS, B.D., FONSECA, M.S. & HALL, M.O. (2001). Faunal response to fragmentation in seagrass habitats: implications for seagrass conservation. *Biological Conservation*, 100: 115-123.

BIANCHI, C.N. & MORRI, C. (2000). Marine biodiversity of the Mediterranean Sea: situation, problems and prospects for future research. *Marine Pollution Bulletin*, 40(5): 367-376.

BLOCKLEY, D.J. & CHAPMAN, M.G. (2008). Exposure of seawalls to waves within an urban estuary: effects on intertidal assemblages. *Austral Ecology*, 33: 168-183.

BORTHAGARAY, A.I. & CARRANZA, A. (2007). Mussels as ecosystem engineers: Their contribution to species richness in a rocky littoral community. *Acta Oecologica*, 31: 243-250.

BRANCH, G.M. (1985). *Limpets: Their role in littoral and subtidal community dynamics*. *In*: P.G. Moore & R. Seed (eds.). *The Ecology of Rocky Shores*. Hodder & Stoughton. Londres: 97-116.

BRANCH, G.M., THOMPSON, R.C., CROWE, T.P., CASTILLA, J.C., LANGMEAD, O. & HAWKINS, S.J. (2008). *Rocky intertidal shores: prognosis for the future*. *In*: N.V.C. Polunin (ed.). *Aquatic Ecosystems. Trends and Global Prospects*. Cambridge University Press. Cambridge: 209-225.

BRITTON, J.C. (2005). The relationship between position on shore and shell ornamentation in two size-dependent morphotypes of *Littorina striata*, with an estimate of evaporative water loss in these morphotypes and in *Melarhaphe neritoides*. *Hydrobiologia*, 309: 129-142.

BROWNE, M.A. & CHAPMAN, M.G. (2011). Ecologically informed engineering reduces loss of intertidal biodiversity on artificial shorelines. *Environmental Science & Technology*, 45(19): 8204-8207.

BULLERI, F. (2005a). Role of recruitment in causing differences between intertidal assemblages on seawalls and rocky shores. *Marine Ecology Progress Series*, 287: 53-65.

BULLERI, F. (2005b). Experimental evaluation of early patterns of colonisation of space on rocky shores and seawalls. *Marine Environmental Research*, 60: 355-374.

BULLERI, F. (2005c). The introduction of artificial structures on marine soft- and hard-bottoms: ecological implications of epibiota. *Environmental Conservation*, 32(2): 101-102.

BULLERI, F. & AIROLDI, L. (2005). Artificial marine structures facilitate the spread of a nonindigenous green alga, *Codium fragile* spp. *tomentosoides*, in the North Adriatic Sea. *Journal of Applied Ecology*, 42: 1063-1072.

BULLERI, F. & CHAPMAN, M.G. (2004). Intertidal assemblages on artificial and natural habitats in marinas on the northwest coast of Italy. *Marine Biology*, 145: 381-391.

BULLERI, F. & CHAPMAN, M.G. (2010). The introduction of coastal infrastructure as a driver of change in marine environments. *Journal of Applied Ecology*, 47: 26-35.

BULLERI, F., CHAPMAN, M.G. & UNDERWOOD, A.J. (2004). Patterns of movement of the limpet *Cellana tramoserica* on rocky shores and retaining seawalls. *Marine Ecology Progress Series*, 281: 121-129.

BULLERI, F., CHAPMAN, M.G. & UNDERWOOD, A.J. (2005). Intertidal assemblages on seawalls and vertical rocky shores in Sydney Harbour, Australia. *Austral Ecology*, 30: 655-667.

BURDICK, D.M. & SHORT, F.T. (1999). The effects of boat docks on eelgrass beds in coastal waters of Massachusetts. *Environmental Management*, 23: 231-240.

BURKETT, V., FERNÁNDEZ, L., NICHOLLS, R. & WOODROFFE, C. (2012). *Climate change impacts on coastal biodiversity*. *In*: A. Fenech, D. MacIver & F. Dallmeier (eds.). *Proceedings of Climate Change and Biodiversity in the Americas. Climate Change and Biodiversity in the Americas*. Canadian International Development Agency. Quebec: 167-193.

BURT, J.A., BARTHOLOMEW, A., BAUMAN, A.G., SAIF, A. & SALE, P.F. (2009a). Coral recruitment and early benthic community development on several materials used in the construction of artificial reefs and breakwaters. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 373: 72-78.

BURT, J.A., BARTHOLOMEW, A., USSEGLIO, P., BAUMAN, A. & SALE, P.F. (2009b). Are artificial reefs surrogates of natural habitats for coral and fish in Dubai, United Arab Emirates? *Coral Reefs*, 28: 663-675.

BURT, J.A., FEARY, D.A., CAVALCANTE, G., BAUMAN, A.G. & USSEGLIO, P. (2012). Urban breakwaters as reef fish habitat in the Persian Gulf. *Marine Pollution Bulletin*, 72: 342-350.

BURT, J.A., SALE, P.F. & BARTHOLOMEW, A. (2011). Benthic development on large-scale engineered reefs: a comparison of communities among breakwaters of different age and natural reefs. *Ecology Engineering*, 37: 191-198.

BURCHARTH, H.F, HAWKINS, S.J., ZANUTTIGH, B. & LAMBERTI, A. (2007). *Environmental design guidelines for low crested coastal structures*. Elsevier. Amsterdam. 448 pp.

BUTCHARD, S.H.M., WALPOLE, M., COLLEN, B., VAN STRIEN, A., SCHARLEMANN, J.P.W y otros 39 autores. (2010). Global biodiversity: Indicators of recent declines. *Science*, 328: 1164-1168.

BUTTMAN, C.A., FRÉCHETTE, M., GEYER, W.R. & STARCZAK, V.R. (1994). Flume experiments on food supply to the blue mussel *Mytilus edulis* L. as a function of boundary-layer flow. *Limnography and Oceanography*, 39: 1755-1768.

CACABELOS, E., OLABARRIA, C., INCERA, M. & TRONCOSO, J.S. (2010). Effects of habitat structure and tidal height on epifaunal assemblages associated with macroalgae. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 89: 43-52.

CÁCERES-MARTÍNEZ, J., ROBLEDO, J.A.F. & FIGUERAS, A. (1993). Settlements of mussels *Mytilus galloprovincialis* on an exposed rocky shore in Ría de Vigo, NW Spain. *Marine Ecology Progress Series*, 93: 195-198.

CÁCERES-MARTÍNEZ, J. & FIGUERAS, A. (1998). Mussel (*Mytilus galloprovincialis* Lamarck) colonization on artificial substrates in the Ría de Vigo of NW Spain. *Journal of Shellfish Research*, 17(1): 153-157.

CÁCERES-MARTÍNEZ, J., TINOCO, G.D., BUSTAMANTE, M.L.U. & GÓMEZ-HUMARAN, I.M. (1999). Relationship between the borrowing worm *Polydora* sp. and the black clam *Chione fluctifraga* Sowerby. *Journal of Shellfish Research*, 18: 85-89.

CARRACEDO, P. (2002). *Modelización de la Ría de Ferrol. Acoplamiento con la atmósfera*. Memoria de Licenciatura, Universidade de Santiago de Compostela.

CASTILLA, J.C., LAGOS, N.A. & CERDA, M. (2004). Marine ecosystem engineering by the alien ascidian *Pyura praeputialis* on a mid-intertidal rocky shore. *Marine Ecology Progress Series*, 268: 119-130.

CHAPMAN, M.G. (1986). Assessment of some controls in experimental transplants of intertidal gastropods. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 103: 181-201.

CHAPMAN, M.G. (2000). A comparative study of differences among species and patches of habitat on movements of three species of intertidal gastropods. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 244: 181-201.

CHAPMAN, M.G. (2002). Patterns of spatial and temporal variation of macrofauna under boulders in a sheltered boulder field. *Austral Ecology*, 27: 211-228.

CHAPMAN, M.G. (2003). Paucity of mobile species on constructed seawalls: effects of urbanization on biodiversity. *Marine Ecology Progress Series*, 264: 21-29.

CHAPMAN, M.G. (2006). Intertidal seawalls as habitats for molluscs. *Journal of Molluscan Studies*, 72: 247-257.

CHAPMAN, M.G. & BLOCKLEY, D.J. (2009). Engineering novel habitats on urban infrastructure to increase intertidal biodiversity. *Oecologia*, 161: 625-635.

CHAPMAN, M.G. & BULLERI, F. (2003). Intertidal seawalls -new features of landscape in intertidal environments. *Landscape and Urban Planning*, 2: 159-172.

CHAPMAN, M.G., PEOPLE, J. & BLOCKLEY, D.J. (2005). Intertidal assemblages associated with natural *corallina* turf and invasive mussel beds. *Biodiversity and Conservation*, 14: 1761-1776.

CHAPMAN, M.G. & UNDERWOOD, A.J. (2011). Evaluation of ecological engineering of "armoured" shorelines to improve their value as habitat. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 400: 302-313.

CHARLIER, R.H., CHAINEAUX, M.C.P. & MORCOS, S. (2005). Panorama of the history of coastal protection. *Journal of Coastal Research*, 21: 79-111.

CHATWIN, A. (2007). *Priorities for coastal and marine conservation in South America*. The Nature Conservancy. Arlington, Virginia. 76 pp.

CHELAZZI, G., SANTINI, G. & DELLA SANTINA, P. (1998). Route selection in the foraging of *Patella vulgata* (Mollusca: Gastropoda). *Journal of the Marine Biological Association of the U.K.*, 78: 1223-1232.

CHELAZZI, G., SANTINI, G., PARPAGNOLI, D. & DELLA SANTINA, P. (1994). Coupling motographic and sonographic recording to assess foraging behaviour of *Patella vulgata*. *Journal of Molluscan Studies*, 60: 27-32.

CHIM, C.K. & TAN, K.S. (2009). Vertical distribution, spawning and recruitment of *Siphonaria guamensis* (Gastropoda: Pulmonata) on a seawall in Singapore. *Raffles Bulletin of Zoology*, 22: 271-280.

CLARKE, K.R. & WARWICK, R.M. (1994). *Change in Marine Communities*. Plymouth Marine Laboratory.144 pp.

CLYNICK, B.G. (2007). Assemblages of fish associated with coastal marinas in north-western Italy. *Journal of the Marine Biological Association of the U.K.*, 86: 847-952.

CLYNICK, B.G., CHAPMAN, M.G. & UNDERWOOD, A.J. (2008). Fish assemblages associated with urban structures and natural reefs in Sydney, Australia. *Austral Ecology*, 33: 140-150.

COGNETTI, G., SARÀ, M. & MAGAZZÙ, G. (2001). *Biología Marina*. Ariel, S.A. Barcelona. 619 pp.

COLEMAN, R.A., BROWNE, M. & THEOBALDS, T. (2004). Aggregation as a defense: Limpet tenacity changes in response to simulated predator attack. *Ecology*, 85(4): 1153-1159.

COLEMAN, R.A., UNDERWOOD, A.J., BENEDETTI-CECCHI, L., ÅBERG, P., ARENAS, F., ARRONTES, J., CASTRO, J., HARTNOLL, R.G., JENKINS, S.R., PAULA, J., DELLA SANTINA, P. & HAWKINS, S.J. (2006). A continental scale evaluation of the role of limpet grazing on rocky shores. *Oecologia*, 147: 556-564.

COLEMAN, F.C. & WILLIAMS, S.L. (2002). Overexploiting marine ecosystem engineers: potential consequences for biodiversity. *Trends in Ecology and Evolution*, 17: 40-44.

COMMITO, J.A. (1987). Adult-larval interactions: predictions, mussels and cocoons. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 25: 599-606.

COMMITO, J.A., CELANO, E.A., CELICO, H.J., COMO, S. & JOHNSON, C. (2005). Mussels matter: postlarval dispersal dynamics altered by a spatially complex ecosystem engineer. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 316: 133-147.

COMMITO, J.A. & DANKERS, N. (2001). *Dynamics of spatial and temporal complexity in European and North American soft-bottom mussels beds*. *In*: K. Reise (ed.).

Ecological Comparasions of Sedimentary Shores. Springer-Verlag. Heidelberg: 39-59.

COMMITO, J.A. & RUSIGNUOLO, B.R. (2000). Structural complexity in mussel beds: the fractal geometry of surface topography. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 255: 133-152.

CONNEL, J.H. (1961). The influence of interspecific competition and other factors on the distribution of the barnacle *Chthamalus stellatus*. *Ecology*, 42: 710-723.

CONNEL, J.H. (1972). Community interactions on marine rocky intertidal shores. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 3: 169-192.

CONNELL, S.D. (2000). Floating pontoons create novel habitats for subtidal epibiota. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 247: 183-194.

CONNOR, E.F. & MCCOY, E.D. (2001). *Species-area relationship. In:* S. Levin (ed.). *Encyclopedia of Biodiversity*. Academic Press. Londres: 397-411.

CONNOR, M.S., TEAL, J.M. & VALIELA, I. (1982). The effect of feeding by mud snails, *Ilyanassa obsoleta* (Say), on the structure and metabolism of a laboratory benthic algal community. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 65: 29-45.

COOK, A., BAMFORD, O.S., FREEMAN, J.D.B. & TEIDEMAN, D.J. (1969). A study of the homing habitat of the limpet. *Animal Behaviour*, 17: 330-339.

COTTON, P.A., RUNDLE, S.D & SMITH, K.E. (2004). Trait compensation in marine gastropods: Shell shape, avoidance behaviour, and susceptibility to predation. *Ecology*, 85(6): 1581-1584.

CREED, J.C. (2000). Epibiosis on cerith shells in a seagrass bed: correlation of shell occupant with epizoite distribution and abundance. *Marine Biology*, 137: 775-782.

CROOKS, J.A. (1998). Habitat alteration and community-level effects of an exotic mussel, *Musculista senhousia*. *Marine Ecology Progress Series*, 162: 137-152.

CROOKS, J.A. (2002). Characterizing ecosystem-level consequences of biological invasions: the role of ecosystem engineers. *Oikos*, 97: 153-166.

CROOKS, J.A. & KHIM, H.S. (1999). Architectural vs. biological effects of a habitat-altering, exotic mussel, *Musculista senhousia*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 240: 53-75.

CROTHERS, J.H. (2001). Common topshells: an introduction to the biology of *Osilinus lineatus* with notes on other species in the genus. *Field Studies*, 10: 115-160.

CROWE, T.P. (1999). Limits to generality: seasonal and temporal variation in dispersal of an intertidal gastropod. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 232: 177-196.

CROWE, T.P., SMITH, E.L., DONKIN, P., BARNABY, D.L. & ROWLAND, S.J. (2004). Measurements of sublethal effects on individual organisms indicate community-level impacts of pollution. *Journal of Applied Ecology*, 41: 114-123.

CUVIER, G. (1817). *Le règne animal distribué d'après son organisation, pour servir de base à l'histoire naturelle des animaux et d'introduction à l'anatomie comparée. Avec figures, dessinées d'après nature. Tome II, contenant les reptiles, les poissons, les mollusques et les annélides.* Paris. 532 pp.

DA COSTA, E.M. (1778). *Historia Naturalis Testaceorum Britanniae*. Millan, White, Elmsley & Robson. Londres. 254 pp.

DAFFORN, K.A., JOHNSTON, E.L. & GLASBY, T.M. (2009). Shallow moving structures promote marine invader dominance. *Biofouling*, 25: 277-287.

DAVENPORT, J., BUTLER, A. & CHESIRE, A. (1999). Epifaunal composition and fractal dimensions of marine plants in relation to emersion. *Journal of the Marine Biological Association of the U.K.*, 79: 351-355.

DAVIS, J.L.D., LEVIN, L.A. & WALTHER, S.M. (2002). Artificial armored shorelines: sites for open-coast species in a southern California bay. *Marine Biology*, 140: 1249-1262.

DAVIS, N., VAN BLARICOM, G.M. & DAYTON, P.K. (1982). Man-made structures on marine sediments: effects on adjacent benthic communities. *Marine Biology*, 70: 295-303.

DE BELLEVUE, F. (1802). Mémoire sur quelques nouveaux genres de mollusques et vers lithophage, et sur les facultés qu'ont ces animaux de percer le rochers. *Journal de Physique*, 54: 345-369.

DEAN, T.A. & HURD, L.E. (1980). Development in an estuarine fouling community: The influence of early colonies on later arrivals. *Oecologia*, 46: 295-301.

DELANY, J., MYERS, A.A. & MCGRATH, D. (1997). Recruitment, immigration and population structure of two coexisting limpet species in mid-shore tidepools, on the West Coast of Ireland. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 221: 221-230.

DELLA SANTINA, P., NAYLOR, E. & CHELAZZI, G. (1994). Long term field actography to assess the timing of foraging excursions in the limpet *Patella vulgata* L. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 178: 193-203.

DELLA SANTINA, P., SANTINI, G. & CHELAZZI, G. (1995). Factors affecting variability of foraging excursions in a population of the limpet *Patella vulgata* (Mollusca, Gastropoda). *Marine Biology*, 122: 265-270.

DENLEY, E.J. & UNDERWOOD, A.J. (1979). Experiments on factors influencing settlement, survival and growth of two species of barnacles in New South Wales. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 36: 269-293.

DÍAZ-AGRAS, G., MOREIRA, J., TATO, R., GARCÍA-REGUEIRA, X. & URGORRI, V. (2010). Distribution and population structure of *Patella vulgata* Linnaeus, 1758

(Gastropoda: Patellidae) on intertidal seawalls and rocky shores in the Ría de Ferrol (Galicia, NW Iberian Peninsula). *Thalassas*, 26(2): 79-91.

DUGAN, J.E., HUBBARD, D.M., RODIL, I.F., REVELL, D.L. & SCHROETER, S. (2008). Ecological effects of coastal armouring on sandy beaches. *Marine Ecology*, 29: 160-170.

DUGAN, J.E., AIROLDI, L., CHAPMAN, M.G., WALKER, S. & SCHLACHER, T. (2011). *Estuarine and coastal structures: environmental effects. A focus on shore and nearshore structures. In*: M. Elliot & J. Dugan (eds.). *Treatise on Estuarine and Coastal Science*. Elsevier Press. Nueva York: 17-41.

EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY. (2006). *The changing faces of Europe´s coastal areas. European Environmental Agency report 6*. Publications of the European Union, Copenhague. 112 pp.

EVANS, M.R. & WILLIAMNS, G.A. (1991). Time partitioning of foraging in the limpet *Patella vulgata*. *Journal of Animal Ecology*, 60: 563-575.

FABRICIUS, J.C. (1787). *Mantissa insectorum sistens eorum species nuper detectas adiectis Characteribus genericis, Differentiis specificis, Emendationibus, Observationibus* I. Copenhaguen. 348 pp.

FAHRIG, L. (2001). How much habitat is enough? *Biological Conservation*, 100: 65-74.

FAUVELOT, C., COSTANTINI, F., VIRGILIO, M. & ABBIATI, M. (2012). Do artificial structures alter marine invertebrate genetic makeup? *Marine Biology*, 159 (12): 2797-2807.

FIRTH, L.B., SCHOFIELD, M., WHITE, F.J., SKOV, M.W. & HAWKINS, S.J. (2014). Biodiversity in intertidal rock pools: informing engineering criteria for artificial habitat enhancement in the built environment. *Marine Environmental Research*, 102: 122-30.

FIRTH, L.B., THOMPSON, R.C., WHITE, F.J., SCHOFIELD, M., SKOV, M.W., HOGGART, S.P.G., JACKSON, J., KNIGHTS, A.M. & HAWKINS, S.J. (2013). The importance of water-retaining features for diversity on artificial intertidal coastal defence structures. *Diversity and Distributions*, 19: 1275-1283.

FLECKER, A.S. (1996). Ecosystem engineering by a dominant detritivore in a diverse tropical stream. *Ecology*, 77: 1845-1854.

FOSTER, S.A. & ENDLER, J.A. (1999). *Geographic variation in behavior: perspectives on evolutionary mechanisms*. Oxford University Press. Nueva York. 336 pp.

FRÉCHETTE, M., BUTMAN, C.A. & GEYER, W.R. (1989). The importance of boundary-layer flows in supplying phytoplankton to the benthic suspension feeder, *Mytilus edulis* L. *Limnography and Oceanography*, 34(1): 19-36.

FRETTER, V. & GRAHAM, A. (1962). *British prosobranch molluscs*. Royal Society. Londres. 755 pp.

FRETTER, V. & GRAHAM, A. (1976). The prosobranch molluscs of Britain and Denmark: I. Pleurotomariacea, Fissurellacea and Patellacea. *Journal of Molluscan Studies*, Supplement, 1: 1-37.

GESTOSO, I., ARENAS, F. & OLABARRIA, C. (2014). Biotic resistance and facilitation of a non-indigenous mussel vary with environmental context. *Marine Ecology Progress Series*, 506: 163-173.

GESTOSO, I., ARENAS, F., RUBAL, M., VEIGA, P., PEÑA, M. & OLABARRIA, C. (2013). Shifts from native to non-indigenous mussels: Enhanced habitat complexity and its effects on faunal assemblages. *Marine Environmental Research*, 90: 85-95.

GESTOSO, I., OLABARRIA, C. & ARENAS, F. (2012). The invasive mussel *Xenostrobus securis* along the Galician Rias Baixas (NW of Spain): status of invasion. *Cahiers de Biologie Marine*, 53: 391-396.

GIBBS, P.E., BRYAN, G.W., PASCOE, P.L. & BURT, G.R. (1987). The use of the dog-whelk, *Nucella lapillus*, as an indicator of tributyltin (TBT) contamination. *Journal of the Marine Biological Association of the U.K.*, 67(3): 507-523.

GLASBY, T.M. (1999). Interactive effects of shading and proximity to the seafloor on the development of subtidal epibiotic assemblages. *Marine Ecology Progress Series*, 190: 113-124.

GLASBY, T.M. (2001). Development of sessile marine assemblages on fixed versus moving substrata. *Marine Ecology Progress Series*, 215: 37-47.

GLASBY, T.M. & CONNELL, S.D. (1999). Urban structures as marine habitats. *Ambio*, 28: 595-598.

GLASBY, T.M. & CONNELL, S.D., HOLLOWAY, M.G. & HEWITT, C.L. (2007). Nonindigenous biota on artificial structures: could habitat creation facilitate biological invasions? *Marine Biology*, 151: 887-895.

GMELIN, J.F. (1791). *Caroli a Linné. Systema naturae per regna tria naturae: secundum classes, ordines genera, species, cum characteribus, differentiis, synonymis, locis. Tomus 1 Pars 6*. Lipsia. 889 pp.

GOODSELL, P.J., CHAPMAN, M.G. & UNDERWOOD, A.J (2007). Differences between biota in anthropogenically fragmented habitats and in naturally patchy habitats. *Marine Ecology Progress Series*, 351: 15-23.

GRAY, D.R. & HODGSON, A.N. (1999). Endogenous rhythms of locomotor activity in the high-shore limpet *Helcion pectunculus* (Patellogastropoda). *Animal Behaviour*, 57: 387-391.

GRAY, D.R. & WILLIAMS, G.A. (2010). Knowing when to stop: Rhythms of locomotor activity in the high-shore limpet, *Cellana grata* Gould. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 391: 125-130.

GREEN, M.O., HEWITT, J.E. & THRUSH, S.F. (1998). Seabed drag coefficient over natural beds of horse mussels (*Atrina zelandica*). *Journal of Marine Research*, 56: 613-637.

GUERRA, M.T. & GAUDENCIO, M.J. (1986). Aspects of the ecology of *Patella* spp. on the Portuguese coast. *Hydrobiology*, 142: 57-69.

GUERRA-GARCÍA, J.M., CORZO, J., ESPINOSA, F. & GARCÍA-GÓMEZ, J.C. (2004). Assessing habitat use of the endangered marine mollusc *Patella ferruginea* (Gastropoda, Patellidae) in northern Africa: preliminary results and implications for conservation. *Biological Conservation*, 116: 319-326.

GÜNTHER, C. (1996). Development of small *Mytilus edulis* beds and its effects on resident intertidal macrofauna. *Marine Ecology*, 17: 117-130.

GUTIÉRREZ, J.L., JONES, C.G., STRAYER, D.L. & IRIBARNE, O.O. (2003). Mollusks as ecosystem engineers: The roll of shell production in aquatic habitats. *Oikos*, 101: 79-90.

HAMMOND, W. & GRIFFITHS, C.L. (2004). Influence of wave exposure on South African mussel beds and their associated infaunal communities. *Marine Biology*, 144: 547-552.

HARPER, K.D. & WILLIAMS, G.A. (2001). Variation in abundance and distribution of the chiton *Acanthopleura japonica* and associated molluscs on a seasonal, tropical, rocky shore. *Journal of Zoology*, 253: 293-300.

HARTNOLL, R.G. & WRIGHT, J.R. (1977). Foraging movements and homing in the limpet *Patella vulgata* L. *Animal Behaviour*, 25: 806-810.

HAWKINS, S.J. & HARTNOLL, R.G. (1980). A study of the small-scale relationship between species number and area on a rocky shore. *Estuarine and Coastal Marine Science*, 10: 201-214.

HAWKINS, S.J. & HARTNOLL, R.G. (1982). The influence of barnacle cover on the numbers, growth and behaviour of *Patella vulgata* on a vertical pier. *Journal of the Marine Biological Association of the U.K.*, 62: 855-867.

HAWKINS, S.J. & HARTNOLL, R.G. (1983). Grazing of intertidal algae by marine invertebrates. *Oceanography and Marine Biology*, 21: 195-282.

HAWKINS, S.J. & HARTNOLL, R.G. (1985). Factors determining the upper limits of intertidal canopy-forming algae. *Marine Ecology Progress Series*, 20: 265-271.

HAWKINS, S.J., HARTNOLL, R.G., KAIN, J.M. & NORTON, T.A. (1992). *Plant animal interactions on hard substrata in the north-east Atlantic*. *In:* D.M. John, S.J. Hawkins & J.H. Price (eds.). *Plant-Animal Interactions in the Marine Benthos*. Clarendon Press. Oxford: 1-32.

HAZLETT, B.A. (1988). *Behavioural plasticity as an adaptation to a variable environment*. *In:* G. Chelazzi & M. Vannini (eds.). *Behavioural adaptation to intertidal life*. Plenum Press. Nueva York: 317-332.

HIPFNER, J.M. & ELNER, R.W. (2013). Sea-surface temperature affects breeding density of an avian intertidal predator, the black oystercatcher *Haematopus bachmani*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 440: 29-34.

HOBBS, R.J., ARICO, S., ARONSON, J., BARON, J.S., BRIDGEWATER, P. CRAMER, V.A., EPSTEIN, P.R., EWEL, J.E., KLINK, C.A., LUGO, A.E., NORTON, D., OJIMA, D., RICHARDSON, D.M., SANDERSON, E.W., VALLADARES, F., VILA, M., ZAMORA., R. & ZOBEL, M. (2006). Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Global Ecology and Biogeography*, 15: 1-7.

HOBDAY, A. (1995). Body-size variation exhibited by an intertidal limpet: Influence of wave exposure, tidal height and migratory behaviour. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 189: 29-45.

HOEGH-GULDBERG, O., HUGHES, L., MCINTYRE, S., LINDENMAYER, D.B., PARMESAN, C., POSSINGHAM, H.P. & THOMAS, C.D. (2008). Assisted colonization and rapid climate change. *Science*, 321: 345-346.

HOLLOWAY, M.G. & CONNELL, S.D. (2002). Why do floating structures create novel habitats for subtidal epibiota? *Marine Ecology Progress Series*, 235: 43-52.

HOLMAN, I.P., LOVELAND, P.J., NICHOLLS, R.J., SHACKLEY, S., BERRY, P.M., ROUNSEVELL, M.D.A., AUDSLEY, E., HARRISON, P.A. & WOOD, R. (2001). *REGIS-regional climate change impact response studies in East Anglia and North West England*. Environment Agency. Londres. 20 pp.

HOLTEN, H.S. (1802). *Enumeratio systematics Conchyliorum beat. J.H. Chemnitzii*, 88 pp.

HORN, M.H., MURRAY, S.N. & SEAPY, R.R. (1983). Seasonal structure of a Central California rocky intertidal community in relation to environmental variations. *Bulletin of the Southern California Academy of Sciences*, 82: 79-94.

HULME, M., JENKINS, G.J., LU, X., TURNPENNY, J.R., MITCHELL, T.D., JONES, R.G., LOWE, J., MURPHY, J.M., HASSELL, D., BOORMAN, P., MCDONALD, R. & HILL, S. (2002). *Climate change scenarios for the United Kingdom: The UKCIP02 scientific report*. Tyndall Centre for Climate Change Research, School of Environmental Sciences, University of East Anglia. Norwich. 120 pp.

IVESA, L., CHAPMAN, M.G., UNDERWOOD, A.J. & MURPHY, R.J. (2010). Differential patterns of distribution of limpets on intertidal seawalls: experimental investigation of the roles of recruitment, survival and competition. *Marine Ecology Progress Series*, 407: 55-69.

JACKSON, A.C., CHAPMAN, M.G. & UNDERWOOD, A.J. (2008). Ecological interactions in the provision of habitat by urban development: whelks and engineering by oysters on artificial seawalls. *Austral Ecology*, 33: 307-316.

JACKSON, A.C. & MCILVENNY, J. (2011). Coastal squeeze on rocky shores in northern Scotland and some possible ecological impacts. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 400: 314-321.

JEFTIC, L., BERNHARD, M., DEMETROPULUS, A., FERNEX, F., GABRIELIDES, G.P., GASPAROVIC, F., HALIM, Y., ORHON, D. & SALIBA, L.J. (1990). *State of the marine environment in the Mediterranean region*. UNEP Regional Seas Reports and Studies 132 and MAP Technical Reports Series 28. UNEP. Atenas. 168 pp.

JENKINS, S.R., ARENAS, F., ARRONTES, J., BUSSELL, J., CASTRO, J., COLEMAN, R.A., HAWKINS, S.J., KAY, S., MARTÍNEZ, B., OLIVEROS, J., ROBERTS, M.F., SOUSA, S., THOMPSON, R.C. & HARTNOLL, R.G. (2001). European-scale analysis of seasonal variability in limpet grazing activity and microalgal abundance. *Marine Ecology Progress Series*, 211: 193-203.

JENKINS, S.R. & HARTNOLL, R.G. (2001). Food supply, grazing activity and growth rate in the limpet *Patella vulgata* L.: a comparison between exposed and sheltered shores. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 258: 123-139.

JENKINS, S., HAWKINS, S. & NORTON, T. (1999). Direct and indirect effects of macroalgal canopy and limpet grazing in structuring a sheltered intertidal community. *Marine Ecology Progress Series*, 188: 81-92.

JONES, C.G., LAWTON, J.H. & SHACHAK, M. (1994). Organisms as ecosystem engineers. *Oikos*, 69: 373-386.

JONES, C.G., LAWTON, J.H. & SHACHAK, M. (1997). Positive and negative effects of organisms as physical ecosystem engineers. *Ecology*, 78(7): 1946-1957.

JUNOY, J. & VIÉITEZ, J.M. (1990). Macrozoobenthic community structure in the Ría de Foz, an intertidal estuary (Galicia, Northwest Spain). *Marine Biology*, 107: 329-339.

KENDALL, M.A., WILLIAMSON, P. & GARWOOD, P.R. (1987). Annual variation in recruitment and population structure of *Monodonta lineata* and *Gibbula umbilicalis* populations at Aberaeron, Mid-Wales. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 24: 499-511.

KIRK, M., ESLER, D. & BOYD, W.S. (2007). Morphology and density of mussels on natural and aquaculture structure habitats: implications for sea duck predators. *Marine Ecology Progress Series*, 346: 179-187.

KLEIN, J., UNDERWOOD, A.J. & CHAPMAN, M.G. (2011). Urban structures provide new insights into interactions among grazers and habitat. *Ecological Applications*, 21: 427-438.

KOIKE, K. (1996). The countermeasures against coastal hazards in Japan. *GeoJournal*, 38: 301-312.

KOSTYLEV, V., ERLANDSSON, J. & JOHANNESSON, K. (1997). Microdistribution of the polymorphic snail *Littorina saxatilis* (Olivi) in a patchy rocky shore habitat. *Ophelia*, 47(1): 1-12.

LAM, N.W.Y., HUANG, R. & CHAN, B.K.K. (2009). Variations in intertidal assemblages and zonation patterns between vertical artificial seawalls and natural rocky shores: A case study from Victoria Harbour, Hong Kong. *Zoological Studies*, 48(2): 184-195.

LAMARCK, J.B.M. (1819). *Histoire naturelle des animaux sans vertèbres*. Volumen 6. Paris. 343 pp.

LAWSON, G.W. (1957). Seasonal variation of intertidal zonation on the coast of Ghana in relation to tidal factors. *Journal of Ecology*, 45: 831-860.

LEE, T.H. & LI, M.H. (2013). Intertidal assemblages on artificial structures and natural rocky habitats on Taiwan's north coast. *The Raffles Bulletin of Zoology*, 61(1): 331-342.

LEWIS, J.R. (1954). Observations on a high-level population of limpets. *Journal of Animal Ecology*, 23: 85-100.

LEWIS, J.R. & BOWMAN, R.S. (1975). Local habitat-induced variations in the population dynamics of *Patella vulgata* L. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 17: 165-204.

LIMA, F.P., RIBEIRO, P.A., QUEIROZ, N., XAVIER, N., TARROSO, P., HAWKINS, S.J. & SANTOS, A.M. (2007). Modelling past and present geographical distribution of the marine gastropod *Patella rustica* as a tool for exploring responses to environmental change. *Global Change Biology*, 13: 2065-2077.

LINDEGARTH, M. (2001). Assemblages of animals around urban structures: testing hypotheses of patterns in sediments under boat-mooring pontoons. *Marine Environmental Research*, 51: 289-300.

LINDSAY, B.E., HALSTEAD, J.M., TUPPER, H.C. & VASKE, J.J. (1992). Factors influencing the willingness to pay for coastal beach protection. *Coastal Management*, 20: 291-302.

LINNAEUS, C. (1758). *Systema Naturae per regna tria naturae, secundum classes, ordines, genera, species, cum characteribus, differentiis, synonymis, locis*. Volumen 2. Laurentius Salvius. Estocolmo. 824 pp.

LINNAEUS, C. (1767). *Systema naturae sive regna tria naturae, secundum classes, ordines, genera, species, cum characteribus, differentiis, synonymis, locis*. Volumen 1. Estocolmo. 794 pp.

LINTAS, C. & SEED, R. (1994). Spatial variation in the fauna associated with *Mytilus edulis* on a wave-exposed rocky shore. *Journal of Molluscan Studies*, 60: 165-174.

LITTLE, C. (1989). Factors governing patterns of foraging activity in littoral marine herbivorous molluscs. *Journal of Molluscan Studies*, 55: 273-284.

LITTLE, C., WILLIAMS, G.A., MORRIT, D., PERRINS, J.M. & STIRLING, P. (1988). Foraging behaviour of *Patella vulgata* L. in an Irish sea-lough. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 120: 1-21.

LITTLE, C., WILLIAMS, G.A. & TROWBRIDGE, C.D. (2009). *The biology of rocky shores*. Oxford University Press. Oxford. 356 pp.

LOURIDO, A., MOREIRA, J. & TRONCOSO, J.S. (2010). Spatial distribution of benthic macrofauna in subtidal sediments of the Ría de Aldán (Galicia, Northwest Spain). *Scientia Marina*, 74(4): 705-715.

LUQUE, A.A., BARRAJÓN, A., REMÓN, J.M., MORENO, D. & MORO, L. (2012). *Marginella glabella* (Mollusca: Gastropoda: Marginellidae): a new alien species from tropical West Africa established in southern Mediterranean Spain through a new introduction pathway. *Marine Biodiversity Records*, 5, e17. DOI: 10.1017/S175526721200 0012.

MACGILLIVRAY, W. (1843). *A history of the molluscous animals of the counties of Aberdeen, Kincardine and Banff, to which is appended an account of the cirripedal animals of the same district*. Cunningham & Mortimer. Londres. 372 pp.

MACKAY, D.A. & UNDERWOOD, A.J. (1977). Experimental studies on homing in the intertidal patellid limpet *Cellana tramoserica* (Sowerby). *Oecologia*, 30: 215-237.

MAGAZZÙ, G., ANDREOLI, C. & MUNAÒ, F. (1975). Ciclo annuale del fitoplancton e della produzione primaria del basso Tirreno (1969-1970). *Memorie di Biología Marina e di Oceanografía*, 5: 25-48.

MARGALEF, R. (1967). Some concepts relative to the organization of plankton. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review*, 5: 257-289.

MARTIN, D., BERTASI, F., COLANGELO, M.A., DE VRIES, M., FROST, M., HAWKINS, S.J., MACPHERSON, E., MOSCHELLA, P.S., SATTA, M.P., THOMPSON, R.C. & CECCHERELLI, V.U. (2005). Ecological impact of coastal defense structures on sediment and mobile fauna: evaluating and forecasting consequences of unavoidable modifications of native habitats. *Coastal Engineering*, 52: 1027-1051.

MARTINS, G.M., THOMPSON, R.C., NETO, A.I., HAWKINS, S.J. & JENKINS, S.R. (2010). Enhancing stocks of the exploited limpet *Patella candei* d´Orbigny via modifications in coastal engineering. *Biological Conservation*, 143: 203-211.

MCARDLE, B.H. & ANDERSON, M.J. (2001). Fitting multivariate models to community data: a comment on distance-based redundancy analysis. *Ecology*, 82: 290-297.

MCGUINNESS, K.A. (1984). Species-area relations of communities on intertidal boulders: testing the null hypothesis. *Journal of Biogeography*, 11: 439-456.

MCGUINNESS, K.A. & UNDERWOOD, A.J. (1986). Habitat structure and the nature of communities on intertidal boulders. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 104: 97-123.

MCKINNEY, M.L. & LOOKWOOD, J.L. (1999). Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the nest mass extinction. *Trends in Ecology and Evolution*, 14: 450-453.

MCQUAID, C.D. & BRANCH, G.M. (1984). Influence of sea temperature, substratum and wave exposure on rocky intertidal communities: an analysis of faunal and floral biomass. *Marine Ecology Progress Series*, 19: 145-151.

MCQUAID, C.D. & SHERMAN, P.A. (1988). *Thermal stress in a high shore environment: morphological and behavioural adaptations of the gastropod*

Littorina africana. *In:* G. Chelazzi & M. Vannini (eds.). *Behavioural adaptation to the intertidal life*. Plenum Press. Nueva York: 213-224.

MEGINA, C., GONZÁLEZ-DUARTE, M.M., LÓPEZ-GONZÁLEZ, P.J. & PIRAINO, S. (2013). Harbours as marine habitats: hydroid assemblages on sea-walls compared with natural habitats. *Marine Biology*, 160: 371-381.

MENGE, B.A. (1997). Detection of direct versus indirect effects: were experiments long enough? *The American Naturalist*, 149: 801-823.

MENGE, B.A., BERLOW, E.L., BLANCHETTE, C.A., NAVARRETE, S.A. & YAMADA, S.B. (1994). The keystone species concept: Variation in interaction strength in a rocky intertidal habitat. *Ecological Monographs*, 64: 249-286.

MINCHINTON, T.E. & ROSS, P.M. (1999). Oysters as habitat for limpets in temperate mangrove forest. *Austral Journal of Ecology*, 24: 157-170.

MONTAGU, G. (1803). *Testacea Britannica, or natural history of British shells, marine, land and the fresh-water, including the most minute: systematically arranged and embellished with figures*. Romsey. Londres. 606 pp.

MONTAGU, G. (1808). *Supplement to Testacea Britannica with additional plates*. Woolmer. Exeter. 183 pp.

MORA, C. & SALE, P.F. (2011). Ongoing global biodiversity loss and the need to move beyond protected areas: a review of the technical and practical shortcomings of protected areas on land and seas. *Marine Ecology Progress Series*, 434: 251-266.

MOREIRA, J. (2006). Patterns of occurrence of grazing molluscs on sandstone and concrete seawalls in Sydney Harbour (Australia). *Molluscan Research*, 26: 51-60.

MOREIRA, J., CHAPMAN, M.G. & UNDERWOOD, A.J. (2006). Seawalls do not sustain viable populations of limpets. *Marine Ecology Progress Series*, 322: 179-188.

MOREIRA, J., CHAPMAN, M.G. & UNDERWOOD, A.J. (2007). Maintenance of chitons on seawalls using crevices on sandstone blocks as habitat in Sydney Harbour, Australia. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 347: 134-143.

MOSCHELLA, P.S., ABBIATI, M., ÅBERG, P., AIROLDI, L., ANDERSON, J.M., BACCHIOCCHI, F., BULLERI, F., DINESEN, G.E., FROST, M., GACIA, E., GRANHAG, L., JONSSON, P.R., SATTA, M.P., SUNDELÖF, A., THOMPSON, R.C. & HAWKINS, S.J. (2005). Low-crested coastal defence structures as artificial habitats for marine life: using ecological criteria in design. *Coastal Engineering*, 52: 1053-1071.

MOWLES, S.L., RUNDLE, S.D. & COTTON, P.A. (2011). Susceptibility to predation affects trait-mediated indirect interactions by reversing interspecific competition. *PLoS ONE*, 6(8): e23068. Doi:10.1371/journal.pone.0023068.

MÜLLER, O.F. (1776). *Zoologica Danicae Prodromus seu Animalium Daniae et Norvegiae indigenarum characters, nomine, et synonyma imprimis popularium*. Copenhaguen. 274 pp.

MURPHY, R.J. & TOLHURST, T.J. (2009). Effects of experimental of algae and fauna on the properties of intertidal soft sediments. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 379: 77-84.

NAUMANN, J.A., BALDAMUS, A.C., BLASIUS, J.H., NAUMANN, J.F. & STURM, F. (1840). *Naturgeschichte der Vögel Deutschlands*. Volumen 10. Lipsia. 633 pp.

NELSON, W.G. & DEMETRIADES, L. (1992). Peracarids associated with sabellariid worm rock (*Phragmatopoma lapidosa* Kinberg) at Sebastian Inlet, Florida, USA. *Journal of Crustacean Biology*, 12: 647-654.

NEUSHUL, M., FOSTER, M.S., COON, D.A., WOESSNER, J.W. & HARGER, B.W.W. (1976). An *in situ* study of recruitment, growth and survival of subtidal marine algae: techniques and preliminary results. *Journal of Phycology*, 12: 397-408.

NEVES, C.S., ROCHA, R.M., PITOMBO, F.B. & ROPER, J.J. (2007). Use of artificial substrata by introduced and cryptogenic marine species in Paranágua Bay, Southern Brazil. *Biofouling*, 23: 1-12.

NORMAN, A.M. (1877). LXIV- On two new British Nudibranchiate Mollusca. *Annals and Magazine of Natural History*, 20(120): 517-519.

NOWELL, A.R.M. & JUMARS, P.A. (1984). Flow environments of the aquatic benthos. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 15: 303-328.

O´CONNOR, N.E. & CROWE, T.P. (2007). Biodiversity among mussels: separating the influence of sizes of mussels from the ages of patches. *Journal of the Marine Biological Association of the U.K.*, 87: 551-557.

OLABARRIA, C. & CHAPMAN, M.G. (2001). Comparison of patterns of spatial variation of microgastropods between two contrasting intertidal habitats. *Marine Ecology Progress Series*, 220, 201-211.

OLIVI, G. (1792). *Zoologia Adriatica, ossia catalogo ragionato degli animali del golfo e della lagune di Venezia*. Venecia. 334 pp.

PAINE, R.T. (1980). Food webs: linkage, interaction strength and community infrastructure. *Journal of Animal Ecology*, 49: 666-685.

PARPAGNOLI, D., PECCHIOLI, S. & SANTINI, G. (2013). Temporal determinants of grazing activity in the Mediterranean limpet *Patella caerulea*. *Ethology Ecology & Evolution*, 25: 388-399.

PEAKE, A.J. & QUINN, G.P. (1993). Temporal variation in species-area curves for invertebrates in clumps of an intertidal mussel. *Ecography*, 16: 169-277.

PENNANT, T. (1777). *British zoology vol. IV, Crustacea, Mollusca, Testacea*. B. White. Londres. 154 pp.

PEOPLE, J. (2006). Mussel beds on different types of structures support different macroinvertebrate assemblages. *Austral Ecology*, 31: 271-281.

PÉREZ CAMACHO, A., GONZÁLEZ, R. & FUENTES, J. (1991). Mussel culture in Galicia (N.W. Spain). *Aquaculture*, 94: 263-278.

PERKOL-FINKEL, S., FERRARIO, F., NICOTERA, V. & AIROLDI, L. (2012). Conservation challenges in urban seascapes: promoting the growth of threatened species on coastal infrastructures. *Journal of Applied Ecology*, 49: 1457-1466.

PERKOL-FINKEL, S., ZILMAN, G., SELLA, I., MILOH, T. & BENAYAHU, Y. (2008). Floating and fixed artificial habitats: spatial and temporal patterns of benthic communities in a coral reef environment. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 77: 491-500.

PILDITCH, C.A., EMERSON, C.W. & GRANT, J. (1998). Effect of scallop shells and sediment grain size on phytoplankton flux to the bed. *Continental Shelf Research*, 17(15): 1869-1885.

PISTER, B. (2009). Urban marine ecology in southern California: the ability of riprap structures to serve as rocky intertidal habitat. *Marine Biology*, 156: 861- 873.

POLI, G.S. (1791). *Testacea utriusque Siciliae, enormque historia et anatome, tabulis aenis illustrata*. Volumen 1. Parma. 228 pp.

RAVINESH, R. & BIJUKUMAR, A. (2013). Comparison of intertidal biodiversity associated with natural rocky shore and sea wall: A case study from the Kerala coast, India. *Indian Journal of Geo-Marine Sciences*, 42(2): 223-235.

RICCIARDI, A., WHORISKEY, F.G. & RASMUSSEN, J.B. (1997). The role of the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) in structuring macroinvertebrate communities on hard substrata. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54: 2596-2608.

RISSO, A. (1826). *Histoire naturelle des principals productions de l´Europe Méridionale et particulièment de celles des environs de Nice et des Alpes Maritimes volume IV*. Levraunt. Paris. 439 pp.

RODRÍGUEZ-VILASANTE, J.A. (2002). *A construcción na costa da Ría de Ferrol*. In: Ateneo Ferrolán (eds.). *Ría de Ferrol. A perla Ártabra*. Cadernos do Ateneo Ferrolán, nº 16. Ferrol: 68-77.

ROLÁN, E. (1983). Moluscos de la Ría de Vigo I. Gasterópodos. *Thalassas*, anexo 1: 1-383.

RUBAL, M., VEIGA, P., CACABELOS, E., MOREIRA, J. & SOUSA-PINTO, I. (2013). Increasing sea surface temperature and range shifts of intertidal gastropods along the Iberian Peninsula. *Journal of Sea Research*, 77: 1-10.

RUÍZ SEBASTIÁN, C., STEFFANI, C.N. & BRANCH, G.M. (2002). Homing and movement patterns of a South African limpet *Scutellastra argenvillei* in an area invaded by an alien mussel *Mytilus galloprovincialis*. *Marine Ecology Progress Series*, 243: 111-122.

SANGER, D.M., HOLLAND, A.F. & GAINEY, C. (2004). Cumulative impacts of dock shading on *Spartina alterniflora* in South Carolina estuaries. *Environmental Management*, 33: 741-748.

SANTINI, G., BURROWS, M.T. & CHELAZZI, G. (2013). Lessons from a limpet: modelling decisions of central place foragers. *Ethology Ecology & Evolution*, 27: 29-41.

SANTINI, G., THOMPSON, R.C., TENDI, C., HAWKINS, S.J., HARTNOLL, R.G. & CHELAZZI, G. (2004). Intra-specific variability in the temporal organisation of foraging activity in the limpet *Patella vulgata*. *Marine Biology*, 144: 1165-1172.

SAUNDERS, D.A., HOBBS, R.J. & MARGULES, C.R. (1991). Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology*, 5: 18-32.

SEAPY, R.R. & LITTLER, M.M. (1978). The distribution, abundance, community structure, and primary productivity of macroorganisms from two central California rocky intertidal habitat. *Pacific Science*, 32(3): 293-314.

SEED, R. (1996). Patterns of biodiversity in the macro-invertebrate fauna associated with Mussel patches on rocky shores. *Journal of the Marine Biological Association of the U.K.*, 76(1): 203-210.

SEED, R. & SUCHANEK, T.H. (1992). *Population and community ecology of* Mytilus. *In:* E.M. Gosling (ed.). *The Mussel* Mytilus*: Ecology, Physiology, Genetics and Culture*. Elsevier. Amsterdam: 87-169.

SHEER, B.T. (1945). The development of marine fouling communities. *Biological Bulletin*, 89: 103-121.

SIH, A., JONSSON, B.G. & LUIKART, G. (2000). Habitat loss: ecological, evolutionary and genetic consequences. *Trends in Ecology & Evolution*, 15: 132-134.

SOKOLOVA, I.M., GRANOVITCH, A.I., BERGER, V.J. & JOHANNESON, K. (2000). Intraspecific physiological variability of the gastropod *Littorina saxatilis* related to the vertical shore gradient in the White and North Seas. *Marine Biology*, 137: 297-308.

SOUSA, W.P. (1979). Experimental investigations of disturbance and ecological succession in a rocky intertidal algal community. *Ecological Monographs*, 49(3): 227-254.

SOUSA, W.P. (1984). Intertidal mosaics: Patch size, propagule availability and spatially variable patterns of succession. *Ecology*, 65(6): 1918-1935.

SOUTHWARD, A.J. (1976). On the taxonomic status and distribution of *Chthamalus stellatus* (Cirripedia) in the north-eastern Atlantic region: with a key to the common intertidal barnacles of Britain. *Journal of the Marine Biological Association of the U. K.*, 56: 1007-1028.

STAGNOL, D., RENAUD, M. & DAVOULT, D. (2013). Effects of commercial harvesting of intertidal macroalgae on ecosystem biodiversity and functioning. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 130: 99-110.

STENECK, R.S. & WATLING, L. (1982). Feeding capabilities and limitation of herbivorous molluscs: A functional group approach. *Marine Biology*, 68: 299-319.

SUCHANEK, T.H. (1985). *Mussels and their role in structuring rocky shore communities*. *In:* P.S. Moore & R. Seed (eds.). *The ecology of rocky coasts*. Columbia University Press. Nueva York: 70-96.

SUEIRO, M.C., BORTOLUS, A. & SCHWINDT, E. (2011). Habitat complexity and community composition: relationships between different ecosystem engineers and the associated macroinvertebrate assemblages. *Helgoland Marine Research*, 65: 467-477.

SVANE, I. & SETYOBUDIANDI, I. (1996). Diversity of associated fauna in beds of blue mussel *Mytilus edulis* L.: effects of location, patch size, and position within a patch. *Ophelia*, 45: 39-53.

TATO, R., GARCÍA-REGUEIRA, X., MOREIRA, J. & URGORRI, V. (2009). Inventario faunístico del intermareal rocoso de dos localidades de la costa occidental gallega (NO Península Ibérica) tras el vertido del *Prestige*. *Nova Acta Científica Compostelana (Bioloxía)*, 18: 75-94.

TENORE, K.R., BOYER, L.F., CAL, R.M., CORRAL, J., GARCÍA-FERNÁNDEZ, C., GONZÁLEZ, N., GONZÁLEZ-GURRIARÁN, E., HANSON, R.B., IGLESIAS, J., KROM, M., LÓPEZ-JAMAR, E., MCCLAIN, J., PAMATMAT, M. M., PÉREZ, A., RHOADS, D.C., DE SANTIAGO, G., TIETJEN, J., WESTRICH, J. & WINDOM, H.L. (1982). Coastal upwelling in the Rías bajas, N.W. Spain: contrasting the benthic regimes of the Rías de Arosa and de Muros. *Journal of Marine Research*, 40: 701-772.

THIEL, M. & ULLRICH, N. (2002). Hard rock versus soft bottom: the fauna associated with intertidal mussel beds on hard bottoms along the coast of Chile, and considerations on the functional role of mussel beds. *Helgoland Marine Research*, 56: 21-30.

THOMAS, F., RENAURD, F., DE MEEÛS, T. & POULIN, R. (1998). Manipulation of host behaviour by parasites: ecosystem engineering in the intertidal zone? *Proceedings of the Royal Society of London Series B, Biological Sciences*, 265: 1091-1096.

THOMPSON, R.C., CROWE, T.P. & HAWKINS, S.J. (2002). Rocky intertidal communities: past environmental changes, present status and predictions for the next 25 years. *Environmental Conservation*, 29: 168-191.

THOMPSON, R.C., JOHNSON, L.E. & HAWKINS, S.J. (1997). A method for spatial and temporal assessment of gastropod grazing intensity in the field: the use of radula scrapes on wax surfaces. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 218: 63-76.

THOMPSON, R.C., WILSON, B.J., TOBIN, M.L., HILL, A.S. & HAWKINS, S.J. (1996). Biologically generated habitat provision and diversity of rocky shore organisms at a hierarchy of spatial scales. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 202: 73-84.

TIMMERMAN, P. & WHITE, R. (1997). Megahydropolis: coastal cities in the context of global environmental change. *Global Environmental Change*, 7: 205-234.

TOKESHI, M. & ROMERO, L. (1995). Filling a gap: dynamics of space occupancy on a mussel-dominated subtropical rocky shore. *Marine Ecology Progress Series*, 119: 167-176.

TRONCOSO, J.S. & URGORRI, V. (1991). Los moluscos intermareales de la Ría de Ares y Betanzos (Galicia, España). *Nova Acta Científica Compostelana (Biología)*, 2: 83-89.

TSUCHIYA, M. & NISHIHIRA, M. (1986). Islands of *Mytilus edulis* as a habitat for small intertidal animals: effect of *Mytilus* age structure on the species composition of the associated fauna and community organization. *Marine Ecology Progress Series*, 31: 171-178.

TYRRELL, M.C. & BYERS, J.E. (2007). Do artificial substrates favour nonindigenous fouling species over native species? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 342: 54-60.

UNDERWOOD, A.J. (1977). Movement of intertidal gastropods. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 26: 191-201.

UNDERWOOD, A.J. (1981). Structure of a rocky intertidal community in New South Wales: patterns of vertical distribution and seasonal change. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 51: 57-85.

UNDERWOOD, A.J. (1984). Vertical and seasonal patterns in competition for microalgae between intertidal gastropods. *Oecologia*, 64: 211-222.

UNDERWOOD, A.J. (1997). *Experiments in ecology. Their logical design and interpretation using analysis of variance*. Cambridge University Press, Cambridge. 524 pp.

UNDERWOOD, A.J. (1998). Grazing and disturbance: an experimental analysis of patchiness in recovery from a severe storm by the intertidal alga *Hormosira banksii* on rocky shores in New South Wales. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 231: 291-306.

UNDERWOOD, A.J. (2004). Landing on one´s foot: small-scale topographic features of habitat and the dispersion of juvenile gastropods. *Marine Ecology Progress Series*, 268: 173-182.

UNDERWOOD, A.J. & CHAPMAN, M.G. (1989). Experimental analyses of the influences of topography of the substratum on movements and density of an intertidal snail, *Littorina unifasciata*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 134: 175-196.

UNDERWOOD, A.J. & CHAPMAN, M.G. (1998). Spatial analyses of intertidal assemblages on sheltered rocky shores. *Australian Journal of Ecology*, 23: 138-157.

UNDERWOOD, A.J., DENLEY, E.J. & MORAN, M.J. (1983). Experimental analyses of the structure and dynamics of the midshore intertidal communities in New South Wales. *Oecologia*, 56: 202-219.

UNDERWOOD, A.J. & JERNAKOFF, P. (1981). Effects on interactions between algae and grazing gastropods on the structure of a lowshore algal community. *Oecologia*, 15: 221:233.

UNDERWOOD, A.J. & JERNAKOFF, P. (1984). The effects of tidal height, wave-exposure, seasonality and rock-pools on grazing and the distribution of intertidal macroalgae in New South Wales. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 75: 71-96.

UNEP/GPA. (2006). *The state of the marine environment: trends and processes*. UNEP/GPA. La Haya. 28 pp.

VASELLI, S., BULLERI, F., & BENEDETTI-CECCHI, L. (2008). Hard coastal-defence structures as habitats for native and exotic rocky-bottom species. *Marine Environmental Research*, 66: 395-403.

VENKATARAMAN, K. & WAFAR, M. (2005). Coastal and marine biodiversity of India. *Indian Journal of Marine Sciences*, 34 (1): 57-75.

VILAS, F. (1989). *Estuarios y llanuras intermareales*. *In*: A. Arche (eds.). *Sedimentología, I*. Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Madrid: 451-491.

VILLALBA, A. (1995). Gametogenic cycle of cultured mussel, *Mytilus galloprovincialis*, in the bays of Galicia (N.W. Spain). *Aquaculture*, 130: 269-277.

WELLINGTON, G.M. (1980). Reversal of digestive interactions between pacific corals: mediation by sweeper tentacles. *Oecologia*, 47: 340-343.

WHORFF, J.S., WHORFF, L.L. & SWEET, M.H. (1995). Spatial variation in an algal turf community with respect to substratum slope and wave height. *Journal of the Marine Biological Association of the U.K.*, 75: 429-444.

WIDDOWS, J., BRINSLEY, M.D., SALKELD, P.N. & ELLIOT, M. (1998). Use of annular flumes to determine the influence of current velocity and bivalves on material flux at the sediment-water interface. *Estuaries*, 21: 552-559.

WILLIAMS, G.A., LITTLE, C., MORRITT, D., STIRLING, P., TEAGLE, L., MILES, A., PILLING, G. & CONSALVEY, M. (1999). Foraging in the limpet *Patella vulgata*: the influence of rock slope on the timing of activity. *Journal of the Marine Biological Association of the U.K.*, 79: 881-889.

WILLIAMS, G.A. & MORRIT, D. (1995). Habitat partitioning and thermal tolerance in a tropical limpet, *Cellana grata*. *Marine Ecology Progress Series*, 124: 89-103.

Anexos

USC
UNIVERSIDADE
DE SANTIAGO
DE COMPOSTELA

ANEXOS

Relación de tablas de los anexos por capítulos:

Anexo al Capítulo 2 182

Anexo al Capítulo 3 306

Anexo al Capítulo 4 324

Abreviaturas utilizadas en los anexos:

Art: Hábitat Artificial.

gl: Grados de libertad.

Ha: Hábitat.

MC: Media de los cuadrados.

Nat: Sustrato natural.

NatH: Hábitat natural horizontal.

NatV: Hábitat natural vertical.

Res: Residual.

SC: Suma de cuadrados.

Si: Sitio.

*: $p<0,05$

**: $p<0,01$

SNK: Prueba de Student-Newman-Keuls

Capítulo 2

Tabla. 2.2.- Análisis PERMANOVA y prueba *a posteriori* para el nivel superior de la localidad de A Palma en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	Pseudo-F	P
Hábitat	1	7683,2	7683,2	0,9071	0,6561
Sitio (Ha)	2	16940	8470,1	1,5462	0,2693
Transecto (Si(Ha))	4	21912	5477,9	4,8311	**0,0001**
Residuo	32	36285	1133,9		
Total	39	82820			

Prueba *a posteriori* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
P	0,5801	**0,0096**	**0,0076**	0,5948

Tabla. 2.3.- Análisis PERMANOVA y prueba *a posteriori* para el nivel superior de la localidad de A Palma en otoño.

Fuente de variación	gl	SC	MC	Pseudo-F	P
Hábitat	1	4414	4414	0,3537	1
Sitio (Ha)	2	24958	12479	2,6613	0,1437
Transecto (Si(Ha))	4	18756	4688,9	4,6958	**0,0001**
Residuo	32	31953	998,54		
Total	39	80080			

Prueba *a posteriori* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
P	0,1669	**0,0068**	0,1888	0,4077

Tabla. 2.4.- Análisis PERMANOVA y prueba *a posteriori* para el nivel superior de la localidad de A Palma en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	Pseudo-F	P
Hábitat	1	6100	6100	0,8938	0,6685
Sitio (Ha)	2	13650	6824,8	1,5616	0,1854
Transecto (Si(Ha))	4	17481	4370,3	2,4572	**0,0037**
Residuo	32	56914	1778,6		
Total	39	94145			

Prueba *a posteriori* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
P	0,4144	**0,0085**	**0,0301**	0,8585

Tabla. 2.5.- Análisis PERMANOVA y prueba *a posteriori* para el nivel superior de la localidad de A Palma en primavera.

Fuente de variación	gl	SC	MC	Pseudo-F	P
Hábitat	1	11415	11415	1,7794	0,3299
Sitio (Ha)	2	12831	6415,4	3,8002	0,0354
Transecto (Si(Ha))	4	6752,7	1688,2	2,2152	0,0244
Residuo	32	24387	762,08		
Total	39	55385			

Prueba *a posteriori* para la comparación entre los dos sitios de cada hábitat.

	ART	NAT
P	0,3352	0,3309

Prueba *a posteriori* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
P	0,0564	0,4723	0,1025	0,0747

Tabla. 2.6.- Análisis ANOVA del número de especies en el nivel superior de la localidad de A Palma en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	3,6000	3,6000	14,40	0,0630
Sitio (Ha)	2	0,5000	0,2500	0,71	0,5429
Transecto (Si(Ha))	4	1,4000	0,3500	2,00	0,1182
Residuo	32	5,6000	0,1750		
Total	39	11,1000			
Prueba de Cochran	0,2143				

Tabla. 2.7.- Análisis ANOVA del número de especies en el nivel superior de la localidad de A Palma en otoño.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	3,6000	3,6000	2,12	0,2829
Sitio (Ha)	2	3,4000	1,7000	2,00	0,2500
Transecto (Si(Ha))	4	3,4000	0,8500	2,06	0,1093
Residuo	32	13,2000	0,4125		
Total	39	23,6000			
Test de Cochran	0,2121				

Tabla. 2.8.- Análisis ANOVA del número de especies en el nivel superior de la localidad de A Palma en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	9,0250	9,0250	21,24	**0,0440**
Sitio (Ha)	2	0,8500	0,4250	0,49	0,6474
Transecto (Si(Ha))	4	3,5000	0,8750	2,06	0,1095
Residuo	32	13,6000	0,4250		
Total	39	26,9750			
Test de Cochran	0,2059				

Tabla. 2.9.- Análisis ANOVA del número de especies en el nivel superior de la localidad de A Palma en primavera.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	10,0000	10,0000	1,18	0,3914
Sitio (Ha)	2	17,0000	8,5000	15,45	**0,0131**
Transecto (Si(Ha))	4	2,2000	0,5500	1,22	0,3208
Residuo	32	14,4000	0,4500		
Total	39	43,6000			
Test de Cochran	0,3611				

Tabla. 2.10.- Análisis ANOVA y prueba SNK del número de individuos en el nivel superior de la localidad de A Palma en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	198,0250	198,0250	0,51	0,5482
Sitio (Ha)	2	772,2500	386,1250	0,60	0,5898
Transecto (Si(Ha))	4	2556,1000	639,0250	24,22	**0,0000**
Residuo	32	844,4000	26,3875		
Total	39	4370,7750			
Test de Cochran	0,4728				

Prueba *SNK* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
Media	-	**	**	-

Tabla. 2.11.- Análisis ANOVA y prueba SNK del número de individuos en el nivel superior de la localidad de A Palma en otoño.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	525,6250	525,6250	0,86	0,4506
Sitio (Ha)	2	1215,6500	607,8250	1,62	0,3046
Transecto (Si(Ha))	4	1497,5000	374,3750	7,58	**0,0002**
Residuo	32	1579,6000	49,3625		
Total	39	4818,3750			
Test de Cochran	0,3892				

Prueba *SNK* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
Media	-	**	*	-

Tabla. 2.12.- Análisis ANOVA y prueba SNK del número de individuos en el nivel superior de la localidad de A Palma en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	164,0250	164,0250	0,39	0,5949
Sitio (Ha)	2	835,2500	417,6250	1,24	0,3800
Transecto (Si(Ha))	4	1342,5000	335,6250	9,91	**0,0000**
Residuo	32	1083,6000	33,8625		
Total	39	3425,3750			
Test de Cochran	0,4326				

Prueba *SNK* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
Media	-	**	-	-

Tabla. 2.13.- Análisis ANOVA y prueba SNK del número de individuos en el nivel superior de la localidad de A Palma en primavera.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	4141,2250	4141,2250	2,13	0,2816
Sitio (Ha)	2	3883,8500	1941,9250	12,62	**0,0187**
Transecto (Si(Ha))	4	615,3000	153,8250	1,40	0,2578
Residuo	32	3527,6000	110,2375		
Total	39	12167,9750			
Test de Cochran	0,5607				

Prueba *SNK* para la comparación entre los sitios de cada hábitat.

	ART	NAT
Media	**	-

Tabla. 2.14.- Análisis ANOVA y prueba SNK de la abundancia de la especie *L. saxatilis* en el nivel superior de la localidad de A Palma en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	156,0250	156,0250	0,53	0,5421
Sitio (Ha)	2	588,2500	294,1250	0,57	0,6059
Transecto (Si(Ha))	4	2066,1000	516,5250	14,13	**0,0000**
Residuo	32	1170,0000	36,5625		
Total	39	3980,3750			
Test de Cochran	0,3942				

Prueba *SNK* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
Media	*	-	-	**

Tabla. 2.15.- Análisis ANOVA y prueba SNK de la abundancia de la especie *L. saxatilis* en el nivel superior de la localidad de A Palma en otoño.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	250,0000	250,0000	0,29	0,6446
Sitio (Ha)	2	1728,9000	864,4500	2,15	0,2319
Transecto (Si(Ha))	4	1605,8000	401,4500	12,06	**0,0000**
Residuo	32	1065,2000	33,2875		
Total	39	4649,9000			
Test de Cochran	0,6797				

Prueba *SNK* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
Media	**	-	-	**

Tabla. 2.16.- Análisis ANOVA y prueba SNK de la abundancia de la especie *L. saxatilis* en el nivel superior de la localidad de A Palma en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	108,9000	108,9000	0,26	0,6617
Sitio (Ha)	2	842,5000	421,2500	1,46	0,3341
Transecto (Si(Ha))	4	1154,2000	288,5500	8,94	**0,0001**
Residuo	32	1032,8000	32,2750		
Total	39	3138,4000			
Test de Cochran	0,4667				

Prueba *SNK* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
Media	-	-	-	**

Tabla. 2.17.- Análisis ANOVA y prueba SNK de la abundancia de la especie *L. saxatilis* en el nivel superior de la localidad de A Palma en primavera.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	2608,2250	2608,2250	1,31	0,3716
Sitio (Ha)	2	3996,0500	1998,0250	24,37	**0,0058**
Transecto (Si(Ha))	4	327,9000	81,9750	0,75	0,5639
Residuo	32	3487,2000	108,9750		
Total	39	10419,3750			
Test de Cochran	0,5808				

Prueba *SNK* para la comparación entre los sitios de cada hábitat.

	ART	NAT
Media	-	**

Tabla. 2.18.- Análisis ANOVA y preba SNK de la abundancia de la especie *M. neritoides* en el nivel superior de la localidad de A Palma en otoño.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	15,6250	15,6250	0,16	0,7297
Sitio (Ha)	2	198,2500	99,1250	6,99	**0,0495**
Transecto (Si(Ha))	4	56,7000	14,1750	0,97	0,4383
Residuo	32	468,4000	14,6375		
Total	39	738,9750			
Test de Cochran	0,6251				

Prueba *SNK* para la comparación entre los sitios de cada hábitat.

	ART	NAT
Media	*	-

Tabla. 2.19.- Análisis ANOVA y prueba SNK de la abundancia de la especie *M. neritoides* en el nivel superior de la localidad de A Palma en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	0,4000	0,4000	0,05	0,8367
Sitio (Ha)	2	14,6000	7,3000	0,48	0,6527
Transecto (Si(Ha))	4	61,4000	15,3500	6,50	**0,0006**
Residuo	32	75,6000	2,3625		
Total	39	152,0000			
Test de Cochran	0,3069				

Prueba *SNK* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
Media	**	-	*	*

Tabla. 2.20.- Análisis ANOVA y prueba SNK de la abundancia de la especie *M. neritoides* en el nivel superior de la localidad de A Palma en primavera.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	211,6000	211,6000	470,22	**0,0021**
Sitio (Ha)	2	0,9000	0,4500	0,01	0,9923
Transecto (Si(Ha))	4	233,8000	58,4500	7,22	**0,0003**
Residuo	32	259,2000	8,1000		
Total	39	705,5000			
Test de Cochran	0,4136				

Prueba *SNK* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
Media	-	-	-	**

Tabla. 2.21.- Resultados de la prueba χ^2 para los datos de presencia/ausencia de las especies del nivel superior de la localidad de A Palma en verano.

Especie	Prueba χ^2	Significación	Resultado
Littorina neritoides	-	-	-
Littorina saxatilis	3,24	ns	ART=NAT
Patella vulgata	14,54	p<0,01	**ART>NAT**
Gibbula umbilicalis	1,02	ns	ART=NAT
Phorcus lineatus	-	-	-

Tabla. 2.22.- Resultados de la prueba χ^2 para los datos de presencia/ausencia de las especies del nivel superior de la localidad de A Palma en otoño.

Especie	Prueba χ^2	Significación	Resultado
Littorina neritoides	0,96	ns	ART=NAT
Littorina saxatilis	1,02	ns	ART=NAT
Patella vulgata	10,16	p<0,01	**ART>NAT**
Gibbula umbilicalis	-	-	-
Phorcus lineatus	0	ns	ART=NAT

Tabla. 2.23.- Resultados de la prueba χ^2 para los datos de presencia/ausencia de las especies del nivel superior de la localidad de A Palma en invierno.

Especie	Prueba χ^2	Significación	Resultado
Littorina neritoides	0,113	ns	ART=NAT
Littorina saxatilis	1,558	ns	ART=NAT
Patella vulgata	17,1429	p<0,01	**ART>NAT**
Gibbula umbilicalis	1,025	ns	ART=NAT
Phorcus lineatus	-	-	-

Tabla. 2.24.- Resultados de la prueba χ^2 para los datos de presencia/ausencia de las especies del nivel superior de la localidad de A Palma en primavera.

Especie	Prueba χ^2	Significación	Resultado
Littorina neritoides	8,64	p<0,01	**ART>NAT**
Littorina saxatilis	0	ns	ART=NAT
Patella vulgata	7,032	p<0,01	**ART>NAT**
Gibbula umbilicalis	2,105	ns	ART=NAT
Phorcus lineatus	7,025	p<0,01	**ART<NAT**

Tabla. 2.25.- Análisis PERMANOVA y prueba *a posteriori* para el nivel medio de la localidad de A Palma en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	Pseudo-F	P
Hábitat	1	41782	41782	9,6939	0,3323
Sitio (Ha)	2	8620,2	4310,1	1,4817	0,2578
Transecto (Si(Ha))	4	11635	2908,8	2,0423	**0,0280**
Residuo	32	45578	1424,3		
Total	39	1,0762E5			

Prueba *a posteriori* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
P	0,3802	0,1112	0,0932	0,1330

Tabla. 2.26.- Análisis PERMANOVA y prueba *a posteriori* para el nivel medio de la localidad de A Palma en otoño.

Fuente de variación	gl	SC	MC	Pseudo-F	P
Hábitat	1	26729	26729	3,0043	0,3253
Sitio (Ha)	2	17794	8897,1	3,2099	0,0553
Transecto (Si(Ha))	4	11087	2771,7	2,314	**0,0125**
Residuo	32	38330	1197,8		
Total	39	93940			

Prueba *a posteriori* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
P	0,0502	0,1897	**0,0245**	0,4148

Tabla. 2.27.- Análisis PERMANOVA y prueba *a posteriori* para el nivel medio de la localidad de A Palma en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	Pseudo-F	P
Hábitat	1	11535	11535	9,051	0,3403
Sitio (Ha)	2	2548,8	1274,4	0,4120	0,9065
Transecto (Si(Ha))	4	12373	3093,2	2,2537	**0,0192**
Residuo	32	43921	1372,5		
Total	39	70377			

Prueba *a posteriori* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
P	0,8060	0,4341	**0,0091**	0,2714

Tabla. 2.28.- Análisis PERMANOVA y prueba *a posteriori* para el nivel medio de la localidad de A Palma en primavera.

Fuente de variación	gl	SC	MC	Pseudo-F	P
Hábitat	1	7488,4	7488,4	1,1311	0,6634
Sitio (Ha)	2	13241	6620,7	3,4274	**0,0383**
Transecto (Si(Ha))	4	7726,9	1931,7	2,5096	**0,0073**
Residuo	32	24632	769,75		
Total	39	53089			

Prueba *a posteriori* para la comparación entre los dos sitios de cada hábitat.

	ART	NAT
P	0,3363	0,3359

Prueba *a posteriori* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
P	0,4055	**0,0086**	**0,0080**	0,9455

Tabla. 2.29.- Análisis ANOVA del número de especies en el nivel medio de la localidad de A Palma en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	1,2250	1,2250	49,00	**0,0198**
Sitio (Ha)	2	0,0500	0,0250	0,11	0,8975
Transecto (Si(Ha))	4	0,9000	0,2250	0,46	0,7634
Residuo	32	15,6000	0,4875		
Total	39	17,7750			
Test de Cochran	0,2564				

Tabla. 2.30.- Análisis ANOVA del número de especies en el nivel medio de la localidad de A Palma en otoño.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	8,1000	8,1000	6,48	0,1258
Sitio (Ha)	2	2,5000	1,2500	1,67	0,2975
Transecto (Si(Ha))	4	3,0000	0,7500	1,67	0,1820
Residuo	32	14,4000	0,4500		
Total	39	28,0000			
Test de Cochran	0,5000				

Tabla. 2.30.- Análisis ANOVA del número de especies en el nivel medio de la localidad de A Palma en otoño.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	8,1000	8,1000	6,48	0,1258
Sitio (Ha)	2	2,5000	1,2500	1,67	0,2975
Transecto (Si(Ha))	4	3,0000	0,7500	1,67	0,1820
Residuo	32	14,4000	0,4500		
Total	39	28,0000			
Test de Cochran	0,5000				

Tabla. 2.31.- Análisis ANOVA del número de especies en el nivel medio de la localidad de A Palma en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	0,4000	0,4000	0,32	0,6286
Sitio (Ha)	2	2,5000	1,2500	0,64	0,5735
Transecto (Si(Ha))	4	7,8000	1,9500	3,25	**0,0240**
Residuo	32	19,2000	0,6000		
Total	39	29,9000			
Test de Cochran	0,2708				

Tabla. 2.32.- Análisis ANOVA del número de especies en el nivel medio de la localidad de A Palma en primavera.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	2,0250	2,0250	0,91	0,4408
Sitio (Ha)	2	4,4500	2,2250	9,89	**0,0283**
Transecto (Si(Ha))	4	0,9000	0,2250	0,51	0,7257
Residuo	32	14,0000	0,4375		
Total	39	21,3750			
Test de Cochran	0,4857				

Tabla. 2.33.- Análisis ANOVA del número de individuos en el nivel medio de la localidad de A Palma en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	65,0250	65,0250	1,22	0,3849
Sitio (Ha)	2	106,8500	53,4250	1,05	0,4308
Transecto (Si(Ha))	4	204,1000	51,0250	2,14	0,0990
Residuo	32	764,0000	23,8750		
Total	39	1139,9750			
Test de Cochran	0,8183				

Tabla. 2.34.- Análisis ANOVA y prueba SNK del número de individuos en el nivel medio de la localidad de A Palma en otoño.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	168,1000	168,1000	0,66	0,5006
Sitio (Ha)	2	505,8000	252,9000	3,19	0,1485
Transecto (Si(Ha))	4	317,2000	79,3000	10,28	**0,0000**
Residuo	32	246,8000	7,7125		
Total	39	1237,9000			
Test de Cochran	0,3047				

Prueba *SNK* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
Media	*	-	**	-

Tabla. 2.35.- Análisis ANOVA y prueba SNK del número de individuos en el nivel medio de la localidad de A Palma en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	255,0250	255,0250	2,21	0,2758
Sitio (Ha)	2	231,2500	115,6250	1,70	0,2922
Transecto (Si(Ha))	4	272,1000	68,0250	7,12	**0,0003**
Residuo	32	305,6000	9,5500		
Total	39	1063,9750			
Test de Cochran	0,4097				

Prueba *SNK* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
Media	-	-	**	-

Tabla. 2.36.- Análisis ANOVA y prueba SNK del número de individuos en el nivel medio de la localidad de A Palma en primavera.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	42,0250	42,0250	57,97	**0,0168**
Sitio (Ha)	2	1,4500	0,7250	0,02	0,9773
Transecto (Si(Ha))	4	125,5000	31,3750	2,74	**0,0458**
Residuo	32	366,8000	11,4625		
Total	39	535,7750			
Test de Cochran	0,4831				

Prueba *SNK* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
Media	-	**	-	-

Tabla. 2.37.- Análisis ANOVA y prueba SNK de la abundancia de la especie *L. saxatilis* en el nivel medio de la localidad de A Palma en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	81,2250	81,2250	3,17	0,2170
Sitio (Ha)	2	51,2500	25,6250	3,43	0,1358
Transecto (Si(Ha))	4	29,9000	7,4750	2,86	**0,0391**
Residuo	32	83,6000	2,6125		
Total	39	245,9750			
Test de Cochran	0,5598				

Prueba *SNK* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
Media	**	-	-	-

Tabla. 2.38.- Análisis ANOVA y prueba SNK de la abundancia de la especie *L. saxatilis* en el nivel medio de la localidad de A Palma en otoño.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	297,0250	297,0250	1,40	0,3584
Sitio (Ha)	2	424,4500	212,2250	8,00	**0,0400**
Transecto (Si(Ha))	4	106,1000	26,5250	1,95	0,1269
Residuo	32	436,4000	13,6375		
Total	39	1263,9750			
Test de Cochran	0,6994				

Prueba *SNK* para la comparación entre los sitios de cada hábitat.

	ART	NAT
Media	*	-

Tabla. 2.39.- Análisis ANOVA y prueba SNK de la abundancia de la especie *L. saxatilis* en el nivel medio de la localidad de A Palma en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	148,2250	148,2250	3,15	0,2181
Sitio (Ha)	2	94,2500	47,1250	0,86	0,4900
Transecto (Si(Ha))	4	219,9000	54,9750	4,87	**0,0035**
Residuo	32	361,6000	11,3000		
Total	39	823,9750			
Test de Cochran	0,7821				

Prueba *SNK* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
Media	**	-	-	-

Tabla. 2.40.- Análisis ANOVA y prueba SNK de la abundancia de la especie *L. saxatilis* en el nivel medio de la localidad de A Palma en primavera.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	1,6000	1,6000	0,03	0,8788
Sitio (Ha)	2	107,3000	53,6500	5,68	0,0679
Transecto (Si(Ha))	4	37,8000	9,4500	0,99	0,4266
Residuo	32	305,2000	9,5375		
Total	39	451,9000			
Test de Cochran	0,5544				

Tabla. 2.41.- Análisis ANOVA y prueba SNK de la especie *P. vulgata* en el nivel medio de la localidad de A Palma en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	84,1000	84,1000	168,20	**0,0059**
Sitio (Ha)	2	1,0000	0,5000	0,07	0,9373
Transecto (Si(Ha))	4	30,4000	7,6000	5,11	**0,0027**
Residuo	32	47,6000	1,4875		
Total	39	163,1000			
Test de Cochran	0,4034				

Prueba *SNK* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
Media	-	-	-	**

Tabla. 2.42.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *P. vulgata* en el nivel medio de la localidad de A Palma en otoño.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	27,2250	27,2250	4,52	0,1674
Sitio (Ha)	2	12,0500	6,0250	4,08	0,1080
Transecto (Si(Ha))	4	5,9000	1,4750	1,10	0,3722
Residuo	32	42,8000	1,3375		
Total	39	87,9750			
Test de Cochran	0,3551				

Tabla. 2.43.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *P. vulgata* en el nivel medio de la localidad de A Palma en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	0,2156	0,2156	0,90	0,4419
Sitio (Ha)	2	0,4767	0,2383	0,57	0,6038
Transecto (Si(Ha))	4	1,6615	0,4154	1,58	0,2027
Residuo	32	8,3973	0,2624		
Total	39	10,7510			
Test de Cochran	0,2445				

Tabla. 2.44.- Análisis ANOVA y prueba SNK de la abundancia de la especie *P. vulgata* en el nivel medio de la localidad de A Palma en primavera.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	48,4000	48,4000	2,62	0,2472
Sitio (Ha)	2	37,0000	18,5000	1,88	0,2660
Transecto (Si(Ha))	4	39,4000	9,8500	4,53	**0,0052**
Residuo	32	69,6000	2,1750		
Total	39	194,4000			
Test de Cochran	0,2989				

Prueba *SNK* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
Media	-	-	-	**

Tabla. 2.45.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *G. umbilicalis* en el nivel medio de la localidad de A Palma en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	30,6250	30,6250	1225,00	**0,0008**
Sitio (Ha)	2	0,0500	0,0250	0,01	0,9898
Transecto (Si(Ha))	4	9,7000	2,4250	0,95	0,4501
Residuo	32	82,0000	2,5625		
Total	39	122,3750			
Test de Cochran	0,4976				

Tabla. 2.46.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *G. umbilicalis* en el nivel medio de la localidad de A Palma en otoño.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	16,9000	16,9000	3,45	0,2044
Sitio (Ha)	2	9,8000	4,9000	2,88	0,1678
Transecto (Si(Ha))	4	6,8000	1,7000	2,78	**0,0436**
Residuo	32	19,6000	0,6125		
Total	39	53,1000			
Test de Cochran	0,6531				

Tabla. 2.47.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *G. umbilicalis* en el nivel medio de la localidad de A Palma en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	0,1000	0,1000	1,00	0,4226
Sitio (Ha)	2	0,2000	0,1000	1,00	0,4444
Transecto (Si(Ha))	4	0,4000	0,1000	1,00	0,4219
Residuo	32	3,2000	0,1000		
Total	39	3,9000			
Test de Cochran	1				

Tabla. 2.48.- Análisis ANOVAy prueba SNK de la abundancia de la especie *G. umbilicalis* en el nivel medio de la localidad de A Palma en primavera.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	8,1000	8,1000	1,25	0,3804
Sitio (Ha)	2	13,0000	6,5000	3,82	0,1179
Transecto (Si(Ha))	4	6,8000	1,7000	3,40	**0,0200**
Residuo	32	16,0000	0,5000		
Total	39	43,9000			
Test de Cochran	0,5750				

Prueba *SNK* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
Media	-	-	**	-

Tabla. 2.49.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *P. lineatus* en el nivel medio de la localidad de A Palma en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	0,2250	0,2250	1,00	0,4226
Sitio (Ha)	2	0,4500	0,2250	1,00	0,4444
Transecto (Si(Ha))	4	0,9000	0,2250	6,00	**0,0010**
Residuo	32	1,2000	0,0375		
Total	39	2,7750			
Test de Cochran	1,0000				

Tabla. 2.50.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *P. lineatus* en el nivel medio de la localidad de A Palma en otoño.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	2,5000	2,5000	0,56	0,5317
Sitio (Ha)	2	8,9000	4,4500	6,85	0,0511
Transecto (Si(Ha))	4	2,6000	0,6500	1,06	0,3917
Residuo	32	19,6000	0,6125		
Total	39	33,6000			
Test de Cochran	0,5510				

Tabla. 2.51.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *P. lineatus* en el nivel medio de la localidad de A Palma en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	3,0250	3,0250	4,84	0,1588
Sitio (Ha)	2	1,2500	0,6250	0,38	0,7034
Transecto (Si(Ha))	4	6,5000	1,6250	3,94	**0,0104**
Residuo	32	13,2000	0,4125		
Total	39	23,9750			
Test de Cochran	0,6970				

Tabla. 2.52.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *P. lineatus* en el nivel medio de la localidad de A Palma en primavera.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	11,0250	11,0250	6,78	0,1212
Sitio (Ha)	2	3,2500	1,6250	0,62	0,5831
Transecto (Si(Ha))	4	10,5000	2,6250	5,25	**0,0023**
Residuo	32	16,0000	0,5000		
Total	39	40,7750			
Test de Cochran	0,2000				

Tabla. 2.53.- Resultados de la prueba χ^2 para los datos de presencia/ausencia de las especies del nivel medio de la localidad de A Palma en verano.

Especie	Prueba χ^2	Significación	Resultado
Littorina neritoides	-	-	-
Littorina saxatilis	23,018	p<0,01	**ART<NAT**
Littorina obtusata	-	-	-
Littorina littorea	-	-	-
Patella vulgata	8,533	p<0,01	**ART>NAT**
Gibbula umbilicalis	19,259	p<0,01	**ART>NAT**
Phorcus lineatus	3,243	ns	ART=NAT
Nucella lapillus	2,105	ns	ART=NAT

Tabla. 2.54.- Resultados de la prueba χ^2 para los datos de presencia/ausencia de las especies del nivel medio de la localidad de A Palma en otoño.

Especie	Prueba χ^2	Significación	Resultado
Littorina neritoides	-	-	-
Littorina saxatilis	4,8	p<0,05	**ART<NAT**
Littorina obtusata	1,025	ns	ART=NAT
Littorina littorea	-	-	-
Patella vulgata	13,789	p<0,01	**ART>NAT**
Gibbula umbilicalis	24	p<0,01	**ART>NAT**
Phorcus lineatus	2,5	ns	ART=NAT
Nucella lapillus	1,025	ns	ART=NAT

Tabla. 2.55.- Resultados de la prueba χ^2 para los datos de presencia/ausencia de las especies del nivel medio de la localidad de A Palma en invierno.

Especie	Prueba χ^2	Significación	Resultado
Littorina neritoides	2,1053	ns	ART=NAT
Littorina saxatilis	2,133	ns	ART=NAT
Littorina obtusata	-	-	-
Littorina littorea	3,243	ns	ART=NAT
Patella vulgata	0,228	ns	ART=NAT
Gibbula umbilicalis	1,025	ns	ART=NAT
Phorcus lineatus	5,714	p<0,05	**ART<NAT**
Nucella lapillus	1,111	ns	ART=NAT

Tabla. 2.56.- Resultados de la prueba χ^2 para los datos de presencia/ausencia de las especies del nivel medio de la localidad de A Palma en primavera.

Especie	Prueba χ^2	Significación	Resultado
Littorina neritoides	1,025	ns	ART=NAT
Littorina saxatilis	2,105	ns	ART=NAT
Littorina obtusata	-	-	-
Littorina littorea	-	-	-
Patella vulgata	8,533	p<0,01	**ART>NAT**
Gibbula umbilicalis	11,905	p<0,01	**ART>NAT**
Phorcus lineatus	15	p<0,01	**ART<NAT**
Nucella lapillus	-	-	-

Tabla. 2.57.- Análisis PERMANOVA y prueba *a posteriori* para el nivel inferior de la localidad de A Palma en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	Pseudo-F	P
Hábitat	1	4224,4	4224,4	0,9841	0,6753
Sitio (Ha)	2	8585,2	4292,6	1,23	0,2818
Transecto (Si(Ha))	4	13959	3489,8	1,5165	**0,0441**
Residuo	32	73638	2301,2		
Total	39	1,0041E5			

Prueba *a posteriori* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
P	**0,0471**	**0,0148**	0,3625	0,6829

Tabla. 2.58.- Análisis PERMANOVA y prueba *a posteriori* para el nivel inferior de la localidad de A Palma en otoño.

Fuente de variación	gl	SC	MC	Pseudo-F	P
Hábitat	1	11690	11690	2,5127	0,3321
Sitio (Ha)	2	9305	4652,5	5,3945	**0,0205**
Transecto (Si(Ha))	4	3449,8	862,45	0,5449	0,9162
Residuo	32	50647	1582,7		
Total	39	75092			

Prueba *a posteriori* para la comparación entre los dos sitios de cada hábitat.

	ART	NAT
P	0,3316	0,3327

Tabla. 2.58.- Análisis PERMANOVA y prueba *a posteriori* para el nivel inferior de la localidad de A Palma en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	Pseudo-F	P
Hábitat	1	8873,4	8873,4	1,1129	0,6664
Sitio (Ha)	2	15946	7972,9	3,8456	**0,0053**
Transecto (Si(Ha))	4	8293	2073,2	1,4551	0,0925
Residuo	32	45595	1424,9		
Total	39	78708			

Prueba *a posteriori* para la comparación entre los dos sitios de cada hábitat.

	ART	NAT
P	0,3282	0,3293

Tabla. 2.59.- Análisis PERMANOVA y prueba *a posteriori* para el nivel inferior de la localidad de A Palma en primavera.

Fuente de variación	gl	SC	MC	Pseudo-F	P
Hábitat	1	6844,1	6844,1	2,0165	0,3241
Sitio (Ha)	2	6788,2	3394,1	5,3548	**0,026**
Transecto (Si(Ha))	4	2535,4	633,84	1,1598	0,3312
Residuo	32	17488	546,51		
Total	39	33656			

Prueba *a posteriori* para la comparación entre los dos sitios de cada hábitat.

	ART	NAT
P	0,3325	0,6661

Tabla. 2.61.- Análisis ANOVA del número de especies en el nivel inferior de la localidad de A Palma en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	3,0250	3,0250	7,12	0,1165
Sitio (Ha)	2	0,8500	0,4250	0,30	0,7573
Transecto (Si(Ha))	4	5,7000	1,4250	1,56	0,2084
Residuo	32	29,2000	0,9125		
Total	39	38,7750			
Test de Cochran	0,3699				

Tabla. 2.62.- Análisis ANOVA del número de especies en el nivel inferior de la localidad de A Palma en otoño.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	13,2250	13,2250	31,12	**0,0307**
Sitio (Ha)	2	0,8500	0,4250	0,46	0,6613
Transecto (Si(Ha))	4	3,7000	0,9250	0,99	0,4288
Residuo	32	30,0000	0,9375		
Total	39	47,7750			
Test de Cochran	0,3333				

Tabla. 2.63.- Análisis ANOVA del número de especies en el nivel inferior de la localidad de A Palma en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	10,0000	10,0000	4,88	0,1578
Sitio (Ha)	2	4,1000	2,0500	1,24	0,3805
Transecto (Si(Ha))	4	6,6000	1,6500	2,16	0,0956
Residuo	32	24,4000	0,7625		
Total	39	45,1000			
Test de Cochran	0,5246				

Tabla. 2.64.- Análisis ANOVA del número de especies en el nivel inferior de la localidad de A Palma en primavera.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	5,6250	5,6250	7,76	0,1083
Sitio (Ha)	2	1,4500	0,7250	0,40	0,6960
Transecto (Si(Ha))	4	7,3000	1,8250	3,32	**0,0221**
Residuo	32	17,6000	0,5500		
Total	39	31,9750			
Test de Cochran	0,2727				

Tabla. 2.65.- Análisis ANOVA del número de individuos en el nivel inferior de la localidad de A Palma en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	2,0250	2,0250	0,04	0,8632
Sitio (Ha)	2	106,2500	53,1250	2,45	0,2019
Transecto (Si(Ha))	4	86,7000	21,6750	1,87	0,1398
Residuoiduo	32	370,8000	11,5875		
Total	39	565,7750			
Test de Cochran	0,3592				

Tabla. 2.66.- Análisis ANOVA del número de individuos en el nivel inferior de la localidad de A Palma en otoño.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	122,5000	122,5000	3,68	0,1951
Sitio (Ha)	2	66,6000	33,3000	1,88	0,2655
Transecto (Si(Ha))	4	70,8000	17,7000	1,79	0,1542
Residuoiduo	32	315,6000	9,8625		
Total	39	575,5000			
Test de Cochran	0,4119				

Tabla. 2.67.- Análisis ANOVA y prueba SNK del número de individuos en el nivel inferior de la localidad de A Palma en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	115,6000	115,6000	0,91	0,4404
Sitio (Ha)	2	253,6000	126,8000	11,22	**0,0229**
Transecto (Si(Ha))	4	45,2000	11,3000	1,01	0,4168
Residuo	32	358,0000	11,1875		
Total	39	772,4000			
Test de Cochran	0,2849				

Prueba *SNK* para la comparación entre los sitios de cada hábitat.

	ART	NAT
Media	*	*

Tabla. 2.68.- Análisis ANOVA y prueba SNK del número de individuos en el nivel inferior de la localidad de A Palma en primavera.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	0,0000	0,0000	0,00	-
Sitio (Ha)	2	138,4000	69,2000	27,68	**0,0045**
Transecto (Si(Ha))	4	10,0000	2,5000	0,34	0,8456
Residuoiduo	32	232,0000	7,2500		
Total	39	380,4000			
Test de Cochran	0,3707				

Prueba *SNK* para la comparación entre los sitios de cada hábitat.

	ART	NAT
Media	**	-

Tabla. 2.69.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *L. littorea* en el nivel inferior de la localidad de A Palma en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	0,0250	0,0250	1,00	0,4226
Sitio (Ha)	2	0,0500	0,0250	1,00	0,4444
Transecto (Si(Ha))	4	0,1000	0,0250	1,00	0,4219
Residuo	32	0,8000	0,0250		
Total	39	0,9750			
Test de Cochran	1,0000				

Tabla. 2.70.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *L. littorea* en el nivel inferior de la localidad de A Palma en otoño.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	50,6250	50,6250	405,00	**0,0025**
Sitio (Ha)	2	0,2500	0,1250	0,03	0,9704
Transecto (Si(Ha))	4	16,5000	4,1250	1,29	0,2950
Residuo	32	102,4000	3,2000		
Total	39	169,7750			
Test de Cochran	0,3828				

Tabla. 2.71.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *L. littorea* en el nivel inferior de la localidad de A Palma en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	2,5000	2,5000	6,25	0,1296
Sitio (Ha)	2	0,8000	0,4000	1,60	0,3086
Transecto (Si(Ha))	4	1,0000	0,2500	1,54	0,2147
Residuo	32	5,2000	0,1625		
Total	39	9,5000			
Test de Cochran	0,6154				

Tabla. 2.72.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *L. littorea* en el nivel inferior de la localidad de A Palma en primavera.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	1,6000	1,6000	4,00	0,1835
Sitio (Ha)	2	0,8000	0,4000	2,00	0,2500
Transecto (Si(Ha))	4	0,8000	0,2000	0,89	0,4818
Residuo	32	7,2000	0,2250		
Total	39	10,4000			
Test de Cochran	0,6667				

Tabla. 2.73.- Análisis ANOVA y prueba SNK de la abundancia de la especie *P. vulgata* en el nivel inferior de la localidad de A Palma en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	0,6250	0,6250	0,12	0,7603
Sitio (Ha)	2	10,2500	5,1250	0,61	0,5880
Transecto (Si(Ha))	4	33,7000	8,4250	3,40	**0,0199**
Residuo	32	79,2000	2,4750		
Total	39	123,7750			
Test de Cochran	0,2677				

Prueba *SNK* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
Media	*	-	*	*

Tabla. 2.74.- Análisis ANOVA y prueba SNK de la abundancia de la especie *P. vulgata* en el nivel inferior de la localidad de A Palma en otoño.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	0,1000	0,1000	0,01	0,9315
Sitio (Ha)	2	21,2000	10,6000	23,56	**0,0061**
Transecto (Si(Ha))	4	1,8000	0,4500	0,27	0,8934
Residuo	32	52,8000	1,6500		
Total	39	75,9000			
Test de Cochran	0,3258				

Prueba *SNK* para la comparación entre los sitios de cada hábitat.

	ART	NAT
Media	-	*

Tabla. 2.75.- Análisis ANOVA y prueba SNK de la abundancia de la especie *P. vulgata* en el nivel inferior de la localidad de A Palma en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	67,6000	67,6000	52,00	**0,0187**
Sitio (Ha)	2	2,6000	1,3000	0,24	0,7982
Transecto (Si(Ha))	4	21,8000	5,4500	2,99	**0,0334**
Residuo	32	58,4000	1,8250		
Total	39	150,4000			
Test de Cochran	0,2877				

Prueba *SNK* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
Media	**	**	-	-

Tabla. 2.76.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *P. vulgata* en el nivel inferior de la localidad de A Palma en primavera.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	22,5000	22,5000	2,94	0,2285
Sitio (Ha)	2	15,3000	7,6500	4,37	0,0985
Transecto (Si(Ha))	4	7,0000	1,7500	1,23	0,3185
Residuo	32	45,6000	1,4250		
Total	39	90,4000			
Test de Cochran	0,2632				

Tabla. 2.77.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *G. umbilicalis* en el nivel inferior de la localidad de A Palma en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	3,6000	3,6000	0,10	0,7825
Sitio (Ha)	2	72,5000	36,2500	3,22	0,1467
Transecto (Si(Ha))	4	45,0000	11,2500	2,06	0,1095
Residuo	32	174,8000	5,4625		
Total	39	295,9000			
Test de Cochran	0,3272				

Tabla. 2.78.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *G. umbilicalis* en el nivel inferior de la localidad de A Palma en otoño.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	0,0000	0,0000	0,00	-
Sitio (Ha)	2	36,9000	18,4500	5,68	0,0679
Transecto (Si(Ha))	4	13,0000	3,2500	0,73	0,5766
Residuo	32	142,0000	4,4375		
Total	39	191,9000			
Test de Cochran	0,3803				

Tabla. 2.79.- Análisis ANOVA y prueba SNK de la abundancia de la especie *G. umbilicalis* en el nivel inferior de la localidad de A Palma en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	0,0000	0,0000	0,00	-
Sitio (Ha)	2	187,4000	93,7000	24,99	**0,0055**
Transecto (Si(Ha))	4	15,0000	3,7500	0,47	0,7571
Residuo	32	255,2000	7,9750		
Total	39	457,6000			
Test de Cochran	0,4201				

Prueba *SNK* para la comparación entre los sitios de cada hábitat.

	ART	NAT
Media	**	**

Tabla. 2.80.- Análisis ANOVA y prueba SNK de la abundancia de la especie *G. umbilicalis* en el nivel inferior de la localidad de A Palma en primavera.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	81,2250	81,2250	1,42	0,3554
Sitio (Ha)	2	114,2500	57,1250	36,27	**0,0027**
Transecto (Si(Ha))	4	6,3000	1,5750	0,32	0,8604
Residuo	32	156,0000	4,8750		
Total	39	357,7750			
Test de Cochran	0,3718				

Prueba *SNK* para la comparación entre los sitios de cada hábitat.

	ART	NAT
Media	*	**

Tabla. 2.81.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *P. lineatus* en el nivel inferior de la localidad de A Palma en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	6,4000	6,4000	2,56	0,2507
Sitio (Ha)	2	5,0000	2,5000	50,00	**0,0015**
Transecto (Si(Ha))	4	0,2000	0,0500	0,10	0,9817
Residuo	32	16,0000	0,5000		
Total	39	27,6000			
Test de Cochran	0,5750				

Tabla. 2.82.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *P. lineatus* en el nivel inferior de la localidad de A Palma en otoño.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	7,2250	7,2250	289,00	**0,0034**
Sitio (Ha)	2	0,0500	0,0250	0,02	0,9781
Transecto (Si(Ha))	4	4,5000	1,1250	0,90	0,4755
Residuo	32	40,0000	1,2500		
Total	39	51,7750			
Test de Cochran	0,4700				

Tabla. 2.83.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *P. lineatus* en el nivel inferior de la localidad de A Palma en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	0,2250	0,2250	1,00	0,4226
Sitio (Ha)	2	0,4500	0,2250	9,00	**0,0331**
Transecto (Si(Ha))	4	0,1000	0,0250	0,40	0,8071
Residuo	32	2,0000	0,0625		
Total	39	2,7750			
Test de Cochran	0,6000				

Tabla. 2.84.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *P. lineatus* en el nivel inferior de la localidad de A Palma en primavera.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	6,4000	6,4000	2,56	0,2507
Sitio (Ha)	2	5,0000	2,5000	50,00	**0,0015**
Transecto (Si(Ha))	4	0,2000	0,0500	0,10	0,9817
Residuo	32	16,0000	0,5000		
Total	39	27,6000			
Test de Cochran	0,5750				

Tabla. 2.85.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *N. lapillus* en el nivel inferior de la localidad de A Palma en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	0,0250	0,0250	0,20	0,6985
Sitio (Ha)	2	0,2500	0,1250	1,00	0,4444
Transecto (Si(Ha))	4	0,5000	0,1250	0,71	0,5883
Residuo	32	5,6000	0,1750		
Total	39	6,3750			
Test de Cochran	0,5714				

Tabla. 2.86.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *N. lapillus* en el nivel inferior de la localidad de A Palma en otoño.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	0,0250	0,0250	0,03	0,8698
Sitio (Ha)	2	1,4500	0,7250	2,64	0,1861
Transecto (Si(Ha))	4	1,1000	0,2750	1,38	0,2646
Residuo	32	6,4000	0,2000		
Total	39	8,9750			
Test de Cochran	0,4375				

Tabla. 2.87.- Análisis ANOVA y prueba SNK de la abundancia de la especie *N. lapillus* en el nivel inferior de la localidad de A Palma en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	0,9000	0,9000	2,25	0,2724
Sitio (Ha)	2	0,8000	0,4000	0,18	0,8434
Transecto (Si(Ha))	4	9,0000	2,2500	2,17	0,0950
Residuo	32	33,2000	1,0375		
Total	39	43,9000			
Test de Cochran	0,5181				

Prueba *SNK* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
Media	-	-	*	-

Tabla. 2.88.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *N. lapillus* en el nivel inferior de la localidad de A Palma en primavera.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	0,4000	0,4000	0,25	0,6667
Sitio (Ha)	2	3,2000	1,6000	5,33	0,0744
Transecto (Si(Ha))	4	1,2000	0,3000	0,27	0,8934
Residuo	32	35,2000	1,1000		
Total	39	40,0000			
Test de Cochran	0,3636				

Tabla. 2.89.- Resultados de la prueba χ^2 para los datos de presencia/ausencia de las especies del nivel inferior de la localidad de A Palma en verano.

Especie	Prueba χ^2	Significación	Resultado
Littorina saxatilis	0,3603	ns	SW=RS
Littorina obtusata	-	-	-
Littorina littorea	2,105	ns	SW=RS
Patella vulgata	0,1023	ns	SW=RS
Gibbula umbilicalis	0,625	ns	SW=RS
Phorcus lineatus	13,33	p<0,01	**SW<RS**
Nucella lapillus	1,111	ns	SW=RS
Nassarius reticulatus	2,105	ns	SW=RS
Calliostoma zizyphinum	1,025	ns	SW=RS

Tabla. 2.90.- Resultados de la prueba χ^2 para los datos de presencia/ausencia de las especies del nivel inferior de la localidad de A Palma en otoño.

Especie	Prueba χ^2	Significación	Resultado
Littorina saxatilis	2,105	ns	SW=RS
Littorina obtusata	-	-	-
Littorina littorea	18,026	p<0,02	**SW<RS**
Patella vulgata	2,133	ns	SW=RS
Gibbula umbilicalis	1,111	ns	SW=RS
Phorcus lineatus	10	p<0,01	**SW<RS**
Nucella lapillus	0,143	ns	SW=RS
Nassarius reticulatus	1,025	ns	SW=RS
Calliostoma zizyphinum	-	-	-

Tabla. 2.91.- Resultados de la prueba χ^2 para los datos de presencia/ausencia de las especies del nivel inferior de la localidad de A Palma en invierno.

Especie	Prueba χ^2	Significación	Resultado
Littorina saxatilis	-	-	-
Littorina obtusata	1,025	ns	SW=RS
Littorina littorea	11,612	p<0,01	**SW<RS**
Patella vulgata	10	p<0,01	**SW<RS**
Gibbula umbilicalis	0	ns	SW=RS
Phorcus lineatus	-	-	-
Nucella lapillus	0,533	ns	SW=RS
Nassarius reticulatus	0,052	ns	SW=RS
Calliostoma zizyphinum	-	-	-

Tabla. 2.92.- Resultados de la prueba χ^2 para los datos de presencia/ausencia de las especies del nivel inferior de la localidad de A Palma en primavera.

Especie	Prueba χ^2	Significación	Resultado
Littorina saxatilis	1,025	ns	SW=RS
Littorina obtusata	-	-	-
Littorina littorea	7,058	p<0,01	**SW<RS**
Patella vulgata	4,444	p<0,05	**SW<RS**
Gibbula umbilicalis	1,025	ns	SW=RS
Phorcus lineatus	8,484	p<0,01	**SW<RS**
Nucella lapillus	0,125	ns	SW=RS
Nassarius reticulatus	0,125	ns	SW=RS
Calliostoma zizyphinum	-	-	-

Tabla. 2.93.- Análisis PERMANOVA para el nivel superior de la localidad de San Felipe en otoño.

Fuente de variación	gl	SC	MC	Pseudo-F	P
Hábitat	1	1609,7	1609,7	0,17735	1
Sitio (Ha)	1	9076,1	9076,1	3,0986	0,1773
Transecto (Si(Ha))	3	8787,4	2929,1	1,496	0,1389
Residuo	24	46992	1958		
Total	29	66466			

Tabla. 2.94.- Análisis PERMANOVA y prueba *a posteriori* para el nivel superior de la localidad de San Felipe en primavera.

Fuente de variación	gl	SC	MC	Pseudo-F	P
Hábitat	1	3250,5	3250,5	0,2669	1
Sitio (Ha)	1	12178	12178	2,0618	0,0898
Transecto (Si(Ha))	3	17719	5906,2	7,1924	**0,0001**
Residuo	24	19708	821,18		
Total	29	52855			

Prueba *a posteriori* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
P	0,7048	**0,0077**	**-**	**0,0454**

Tabla. 2.95.- Análisis ANOVA del número de especies en el nivel superior de la localidad de San Felipe en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	0,1000	0,1000	0,03	0,8889
Sitio (Ha)	2	8,0000	4,0000	80,00	**0,0006**
Transecto (Si(Ha))	4	0,2000	0,0500	0,24	0,9164
Residuo	32	6,8000	0,2125		
Total	39	15,1000			
Test de Cochran	0,4706				

Tabla. 2.96.- Análisis ANOVA del número de especies en el nivel superior de la localidad de San Felipe en otoño.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	1,6000	1,6000	0,16	0,7278
Sitio (Ha)	2	20,0000	10,0000	10,00	**0,0278**
Transecto (Si(Ha))	4	4,0000	1,0000	6,67	**0,0005**
Residuo	32	4,8000	0,1500		
Total	39	30,4000			
Test de Cochran	0,6667				

Tabla. 2.97.- Análisis ANOVA y prueba SNK del número de especies en el nivel superior de la localidad de San Felipe en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	0,2250	0,2250	0,01	0,9157
Sitio (Ha)	2	31,4500	15,7250	7,58	**0,0436**
Transecto (Si(Ha))	4	8,3000	2,0750	13,83	**0,0000**
Residuo	32	4,8000	0,1500		
Total	39	44,7750			
Test de Cochran	0,5833				

Prueba *SNK* para la comparación entre los sitios de cada hábitat.

	ART	NAT
Media	-	*

Tabla. 2.98.- Análisis ANOVA del número de especies en el nivel superior de la localidad de San Felipe en primavera.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	5,6250	5,6250	0,74	0,4809
Sitio (Ha)	2	15,2500	7,6250	33,89	**0,0031**
Transecto (Si(Ha))	4	0,9000	0,2250	0,78	0,5449
Residuo	32	9,2000	0,2875		
Total	39	30,9750			
Test de Cochran	0,3043				

Tabla. 2.99.- Análisis ANOVA y prueba SNK del número de individuos en el nivel superior de la localidad de San Felipe en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	16,9000	16,9000	0,11	0,7709
Sitio (Ha)	2	305,0000	152,5000	2,61	0,1881
Transecto (Si(Ha))	4	233,6000	58,4000	9,36	**0,0000**
Residuo	32	199,6000	6,2375		
Total	39	755,1000			
Test de Cochran	0,6774				

Prueba *SNK* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
Media	-	-	-	**

Tabla. 2.100.- Análisis ANOVA y prueba SNK del número de individuos en el nivel superior de la localidad de San Felipe en otoño.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	225,6250	225,6250	0,18	0,7092
Sitio (Ha)	2	2442,0500	1221,0250	4,53	0,0938
Transecto (Si(Ha))	4	1078,1000	269,5250	4,95	**0,0032**
Residuo	32	1743,6000	54,4875		
Total	39	5489,3750			
Test de Cochran	0,5903				

Prueba *SNK* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
Media	**	-	-	*

Tabla. 2.101.- Análisis ANOVA y prueba SNK del número de individuos en el nivel superior de la localidad de San Felipe en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	2,5000	2,5000	0,00	0,9682
Sitio (Ha)	2	2474,5000	1237,2500	2,76	0,1766
Transecto (Si(Ha))	4	1793,4000	448,3500	6,57	**0,0006**
Residuo	32	2183,2000	68,2250		
Total	39	6453,6000			
Test de Cochran	0,5209				

Prueba *SNK* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
Media	*	-	-	**

Tabla. 2.102.- Análisis ANOVA y prueba SNK del número de individuos en el nivel superior de la localidad de San Felipe en primavera.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	518,4000	518,4000	0,91	0,4398
Sitio (Ha)	2	1133,6000	566,8000	1,19	0,3936
Transecto (Si(Ha))	4	1908,8000	477,2000	24,84	**0,0000**
Residuo	32	614,8000	19,2125		
Total	39	4175,6000			
Test de Cochran	0,6526				

Prueba *SNK* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
Media	-	-	**	-

Tabla. 2.103.- Análisis ANOVA y prueba SNK de la abundancia de la especie *L. saxatilis* en el nivel superior de la localidad de San Felipe en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	15,6250	15,6250	0,11	0,7741
Sitio (Ha)	2	290,4500	145,2250	2,69	0,1816
Transecto (Si(Ha))	4	215,7000	53,9250	6,98	**0,0004**
Residuo	32	247,2000	7,7250		
Total	39	768,9750			
Test de Cochran	0,7152				

Prueba *SNK* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
Media	-	**	-	-

Tabla. 2.104.- Análisis ANOVA y prueba SNK de la abundancia de la especie *L. saxatilis* en el nivel superior de la localidad de San Felipe en otoño.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	32,4000	32,4000	0,09	0,7908
Sitio (Ha)	2	708,1000	354,0500	4,70	0,0891
Transecto (Si(Ha))	4	301,4000	75,3500	3,40	**0,0201**
Residuo	32	710,0000	22,1875		
Total	39	1751,9000			
Test de Cochran	0,4828				

Prueba *SNK* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
Media	-	-	**	-

Tabla. 2.105.- Análisis ANOVA y prueba SNK de la abundancia de la especie *L. saxatilis* en el nivel superior de la localidad de San Felipe en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	133,2250	133,2250	0,26	0,6581
Sitio (Ha)	2	1006,4500	503,2250	3,58	0,1287
Transecto (Si(Ha))	4	562,9000	140,7250	8,67	**0,0001**
Residuo	32	519,2000	16,2250		
Total	39	2221,7750			
Test de Cochran	0,6433				

Prueba *SNK* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
Media	-	**	**	-

Tabla. 2.106.- Análisis ANOVA y prueba SNK de la abundancia de la especie *L. saxatilis* en el nivel superior de la localidad de San Felipe en primavera.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	8,1000	8,1000	0,05	0,8484
Sitio (Ha)	2	344,2000	172,1000	27,76	**0,0045**
Transecto (Si(Ha))	4	24,8000	6,2000	1,05	0,3967
Residuo	32	188,8000	5,9000		
Total	39	565,9000			
Test de Cochran	0,4068				

Prueba *SNK* para la comparación entre los sitios de cada hábitat.

	ART	NAT
Media	-	**

Tabla. 2.107.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *L. neritoides* en el nivel superior de la localidad de San Felipe en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	0,1000	0,1000	1,00	0,4226
Sitio (Ha)	2	0,2000	0,1000	0,50	0,6400
Transecto (Si(Ha))	4	0,8000	0,2000	0,80	0,5342
Residuo	32	8,0000	0,2500		
Total	39	9,1000			
Test de Cochran	0,4000				

Tabla. 2.108.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *L. neritoides* en el nivel superior de la localidad de San Felipe en otoño.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	90,0000	90,0000	0,34	0,6210
Sitio (Ha)	2	536,5000	268,2500	4,38	0,0983
Transecto (Si(Ha))	4	245,0000	61,2500	2,60	0,0542
Residuo	32	752,4000	23,5125		
Total	39	1623,9000			
Test de Cochran	0,5226				

Tabla. 2.109.- Análisis ANOVA y prueba SNK de la abundancia de la especie *L. neritoides* en el nivel superior de la localidad de San Felipe en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	112,2250	112,2250	0,83	0,4575
Sitio (Ha)	2	269,0500	134,5250	0,91	0,4713
Transecto (Si(Ha))	4	589,1000	147,2750	3,63	**0,0151**
Residuo	32	1298,4000	40,5750		
Total	39	2268,7750			
Test de Cochran	0,5308				

Prueba *SNK* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
Media	-	**	-	-

Tabla. 2.110.- Análisis ANOVA y prueba SNK de la abundancia de la especie *L. neritoides* en el nivel superior de la localidad de San Felipe en primavera.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	422,5000	422,5000	1,53	0,3411
Sitio (Ha)	2	550,6000	275,3000	0,86	0,4878
Transecto (Si(Ha))	4	1275,2000	318,8000	8,52	**0,0001**
Residuo	32	1197,6000	37,4250		
Total	39	3445,9000			
Test de Cochran	0,9663				

Prueba *SNK* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
Media	**	-	-	-

Tabla. 2.111.- Resultados de la prueba χ^2 para los datos de presencia/ausencia de las especies del nivel superior de la localidad de San Felipe en verano.

Especie	Prueba χ^2	Significación	Resultado
Littorina neritoides	1,11	ns	SW=RS
Littorina saxatilis	0,1	ns	SW=RS
Patella vulgata	1,02	ns	SW=RS
Gibbula umbilicalis	-	-	-
Phorcus lineatus	-	-	-

Tabla. 2.112.- Resultados de la prueba χ^2 para los datos de presencia/ausencia de las especies del nivel superior de la localidad de San Felipe en otoño.

Especie	Prueba χ^2	Significación	Resultado
Littorina neritoides	0,404	ns	SW=RS
Littorina saxatilis	5,584	p<0,05	**SW<RS**
Patella vulgata	-	-	-
Gibbula umbilicalis	-	-	-
Phorcus lineatus	-	-	-

Tabla. 2.113.- Resultados de la prueba χ^2 para los datos de presencia/ausencia de las especies del nivel superior de la localidad de San Felipe en invierno.

Especie	Prueba χ^2	Significación	Resultado
Littorina neritoides	5,584	p<0,05	**SW<RS**
Littorina saxatilis	0,1	ns	SW=RS
Patella vulgata	3,137	ns	SW=RS
Gibbula umbilicalis	-	-	-
Phorcus lineatus	-	-	-

Tabla. 2.114.- Resultados de la prueba χ^2 para los datos de presencia/ausencia de las especies del nivel superior de la localidad de San Felipe en primavera.

Especie	Prueba χ^2	Significación	Resultado
Littorina neritoides	12,13	p<0,01	**SW<RS**
Littorina saxatilis	7,619	p<0,01	**SW<RS**
Patella vulgata	-	-	-
Gibbula umbilicalis	1,0256	ns	SW=RS
Phorcus lineatus	1,0256	ns	SW=RS

Tabla. 2.115.- Análisis PERMANOVA y prueba *a posteriori* para el nivel medio de la localidad de San Felipe en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	Pseudo-F	P
Hábitat	1	22954	22954	3,0357	0,3292
Sitio (Ha)	2	15123	7561,4	2,2194	0,1389
Transecto (Si(Ha))	4	13628	3407	2,2197	**0,0183**
Residuo	32	49117	1534,9		
Total	39	1,0082E5			

Prueba *a posteriori* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
P	0,1031	**0,0192**	0,6931	0,5400

Tabla. 2.116.- Análisis PERMANOVA y prueba *a posteriori* para el nivel medio de la localidad de San Felipe en primavera.

Fuente de variación	gl	SC	MC	Pseudo-F	P
Hábitat	1	4521,7	4521,7	0,55768	0,6644
Sitio (Ha)	2	16216	8108,1	3,6097	0,09
Transecto (Si(Ha))	4	8984,7	2246,2	1,7243	0,0605
Residuo	32	41685	1302,6		
Total	39	71407			

Tabla. 2.117.- Análisis ANOVA del número de especies en el nivel medio de la localidad de San Felipe en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	0,9000	0,9000	0,69	0,4929
Sitio (Ha)	2	2,6000	1,3000	1,18	0,3951
Transecto (Si(Ha))	4	4,4000	1,1000	2,32	0,0786
Residuo	32	15,2000	0,4750		
Total	39	23,1000			
Test de Cochran	0,3158				

Tabla. 2.118.- Análisis ANOVA del número de especies en el nivel medio de la localidad de San Felipe en otoño.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	2,5000	2,5000	5,00	0,1548
Sitio (Ha)	2	1,0000	0,5000	0,42	0,6849
Transecto (Si(Ha))	4	4,8000	1,2000	2,18	0,0934
Residuo	32	17,6000	0,5500		
Total	39	25,9000			
Test de Cochran	0,2955				

Tabla. 2.119.- Análisis ANOVA del número de especies en el nivel medio de la localidad de San Felipe en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	7,2250	7,2250	3,40	0,2065
Sitio (Ha)	2	4,2500	2,1250	1,08	0,4228
Transecto (Si(Ha))	4	7,9000	1,9750	6,08	**0,0009**
Residuo	32	10,4000	0,3250		
Total	39	29,7750			
Test de Cochran	0,3077				

Tabla. 2.120.- Análisis ANOVA del número de especies en el nivel medio de la localidad de San Felipe en primavera.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	0,2250	0,2250	9,00	0,0955
Sitio (Ha)	2	0,0500	0,0250	0,02	0,9781
Transecto (Si(Ha))	4	4,5000	1,1250	1,50	0,2255
Residuo	32	24,0000	0,7500		
Total	39	28,7750			
Test de Cochran	0,4167				

Tabla. 2.121.- Análisis ANOVA y prueba SNK del número de individuos en el nivel medio de la localidad de San Felipe en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	12,1000	12,1000	0,22	0,6858
Sitio (Ha)	2	110,5000	55,2500	0,82	0,5016
Transecto (Si(Ha))	4	268,2000	67,0500	4,71	**0,0042**
Residuo	32	455,6000	14,2375		
Total	39	846,4000			
Test de Cochran	0,4767				

Prueba *SNK* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
Media	-	-	-	**

Tabla. 2.122.- Análisis ANOVA y prueba SNK del número de individuos en el nivel medio de la localidad de San Felipe en otoño.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	9,0250	9,0250	0,02	0,9050
Sitio (Ha)	2	991,2500	495,6250	49,19	**0,0015**
Transecto (Si(Ha))	4	40,3000	10,0750	0,50	0,7372
Residuo	32	647,2000	20,2250		
Total	39	1687,7750			
Test de Cochran	0,4339				

Prueba *SNK* para la comparación entre los sitios de cada hábitat.

	ART	NAT
Media	**	**

Tabla. 2.123.- Análisis ANOVA y prueba SNK del número de individuos en el nivel medio de la localidad de San Felipe en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	1,2250	1,2250	0,00	0,9719
Sitio (Ha)	2	1550,6500	775,3250	2,88	0,1680
Transecto (Si(Ha))	4	1076,9000	269,2250	6,86	**0,0004**
Residuo	32	1255,2000	39,2250		
Total	39	3883,9750			
Test de Cochran	0,3866				

Prueba *SNK* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
Media	**	-	-	-

Tabla. 2.124.- Análisis ANOVA del número de individuos en el nivel medio de la localidad de San Felipe en primavera.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	38,0250	38,0250	0,10	0,7819
Sitio (Ha)	2	761,6500	380,8250	6,95	0,0500
Transecto (Si(Ha))	4	219,3000	54,8250	2,64	0,0519
Residuo	32	664,8000	20,7750		
Total	39	1683,7750			
Test de Cochran	0,4230				

Tabla. 2.125.- Análisis ANOVA y prueba SNK de la abundancia de la especie *L. saxatilis* en el nivel medio de la localidad de San Felipe en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	14,4000	14,4000	0,14	0,7481
Sitio (Ha)	2	212,5000	106,2500	1,75	0,2850
Transecto (Si(Ha))	4	243,4000	60,8500	4,81	**0,0038**
Residuo	32	404,8000	12,6500		
Total	39	875,1000			
Test de Cochran	0,6344				

Prueba *SNK* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
Media	-	**	-	-

Tabla. 2.126.- Análisis ANOVA y prueba SNK de la abundancia de la especie *L. saxatilis* en el nivel medio de la localidad de San Felipe en otoño.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	2,5000	2,5000	0,00	0,9510
Sitio (Ha)	2	1037,0000	518,5000	56,36	**0,0012**
Transecto (Si(Ha))	4	36,8000	9,2000	0,47	0,7543
Residuo	32	620,8000	19,4000		
Total	39	1697,1000			
Test de Cochran	0,4659				

Prueba *SNK* para la comparación entre los sitios de cada hábitat.

	ART	NAT
Media	**	**

Tabla. 2.127.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *L. saxatilis* en el nivel medio de la localidad de San Felipe en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	275,6250	275,6250	0,52	0,5449
Sitio (Ha)	2	1055,0500	527,5250	3,89	0,1155
Transecto (Si(Ha))	4	543,1000	135,7750	2,43	0,0682
Residuo	32	1791,2000	55,9750		
Total	39	3664,9750			
Test de Cochran	0,5386				

Tabla. 2.128.- Análisis ANOVA y prueba SNK de la abundancia de la especie *L. saxatilis* en el nivel medio de la localidad de San Felipe en primavera.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	115,6000	115,6000	0,32	0,6292
Sitio (Ha)	2	725,0000	362,5000	6,09	0,0612
Transecto (Si(Ha))	4	238,2000	59,5500	3,07	**0,0303**
Residuo	32	621,6000	19,4250		
Total	39	1700,4000			
Test de Cochran	0,4550				

Prueba *SNK* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
Media	-	**	-	-

Tabla. 2.129.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *P. vulgata* en el nivel medio de la localidad de San Felipe en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	0,4000	0,4000	0,05	0,8484
Sitio (Ha)	2	17,0000	8,5000	5,48	0,0714
Transecto (Si(Ha))	4	6,2000	1,5500	0,52	0,7193
Residuo	32	94,8000	2,9625		
Total	39	118,4000			
Test de Cochran	0,4346				

Tabla. 2.130.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *P. vulgata* en el nivel medio de la localidad de San Felipe en otoño.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	2,5000	2,5000	1,92	0,2999
Sitio (Ha)	2	2,6000	1,3000	0,33	0,7347
Transecto (Si(Ha))	4	15,6000	3,9000	5,57	**0,0016**
Residuo	32	22,4000	0,7000		
Total	39	43,1000			
Test de Cochran	0,4107				

Tabla. 2.131.- Análisis ANOVA y prueba SNK de la abundancia de la especie *P. vulgata* en el nivel medio de la localidad de San Felipe en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	30,6250	30,6250	29,88	**0,0319**
Sitio (Ha)	2	2,0500	1,0250	0,13	0,8801
Transecto (Si(Ha))	4	31,1000	7,7750	4,82	**0,0037**
Residuo	32	51,6000	1,6125		
Total	39	115,3750			
Test de Cochran	0,4264				

Prueba *SNK* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
Media	-	**	**	**

Tabla. 2.132.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *P. vulgata* en el nivel medio de la localidad de San Felipe en primavera.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	12,1000	12,1000	1,67	0,3255
Sitio (Ha)	2	14,5000	7,2500	2,10	0,2378
Transecto (Si(Ha))	4	13,8000	3,4500	1,62	0,1924
Residuo	32	68,0000	2,1250		
Total	39	108,4000			
Test de Cochran	0,4824				

Tabla. 2.133.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *G. umbilicalis* en el nivel medio de la localidad de San Felipe en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	0,1000	0,1000	1,00	0,4226
Sitio (Ha)	2	0,2000	0,1000	0,00	-
Transecto (Si(Ha))	4	0,0000	0,0000	0,00	-
Residuo	32	1,6000	0,0500		
Total	39	1,9000			
Test de Cochran	0,5000				

Tabla. 2.134.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *G. umbilicalis* en el nivel medio de la localidad de San Felipe en otoño.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	0,1000	0,1000	1,00	0,4226
Sitio (Ha)	2	0,2000	0,1000	1,00	0,4444
Transecto (Si(Ha))	4	0,4000	0,1000	2,67	0,0501
Residuo	32	1,2000	0,0375		
Total	39	1,9000			
Test de Cochran	1,000				

Tabla. 2.135.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *G. umbilicalis* en el nivel medio de la localidad de San Felipe en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	87,0250	87,0250	2,84	0,2339
Sitio (Ha)	2	61,2500	30,6250	5,08	0,0797
Transecto (Si(Ha))	4	24,1000	6,0250	0,68	0,6110
Residuo	32	283,6000	8,8625		
Total	39	455,9750			
Test de Cochran	0,7645				

Tabla. 2.136.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *G. umbilicalis* en el nivel medio de la localidad de San Felipe en primavera.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	0,0000	0,0000	0,00	-
Sitio (Ha)	2	0,4000	0,2000	1,00	0,4444
Transecto (Si(Ha))	4	0,8000	0,2000	2,67	0,0501
Residuo	32	2,4000	0,0750		
Total	39	3,6000			
Test de Cochran	0,5000				

Tabla. 2.137.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *P. lineatus* en el nivel medio de la localidad de San Felipe en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	0,4000	0,4000	4,00	0,1835
Sitio (Ha)	2	0,2000	0,1000	0,40	0,6944
Transecto (Si(Ha))	4	1,0000	0,2500	1,18	0,3397
Residuo	32	6,8000	0,2125		
Total	39	8,4000			
Test de Cochran	0,4706				

Tabla. 2.138.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *P. lineatus* en el nivel medio de la localidad de San Felipe en otoño.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	0,4000	0,4000	0,62	0,5149
Sitio (Ha)	2	1,3000	0,6500	2,60	0,1890
Transecto (Si(Ha))	4	1,0000	0,2500	1,25	0,3099
Residuo	32	6,4000	0,2000		
Total	39	9,1000			
Test de Cochran	0,7500				

Tabla. 2.139.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *P. lineatus* en el nivel medio de la localidad de San Felipe en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	0,2250	0,2250	0,36	0,6094
Sitio (Ha)	2	1,2500	0,6250	2,27	0,2191
Transecto (Si(Ha))	4	1,1000	0,2750	0,58	0,6800
Residuo	32	15,2000	0,4750		
Total	39	17,7750			
Test de Cochran	0,8421				

Tabla. 2.140.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *P. lineatus* en el nivel medio de la localidad de San Felipe en primavera.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	0,0000	0,0000	0,00	-
Sitio (Ha)	2	0,2000	0,1000	2,00	0,2500
Transecto (Si(Ha))	4	0,2000	0,0500	0,50	0,7359
Residuo	32	3,2000	0,1000		
Total	39	3,6000			
Test de Cochran	0,2500				

Tabla. 2.141.- Resultados de la prueba χ^2 para los datos de presencia/ausencia de las especies del nivel medio de la localidad de San Felipe en verano.

Especie	Prueba χ^2	Significación	Resultado
Littorina neritoides	-	-	-
Littorina saxatilis	0,1003	ns	SW=RS
Littorina obtusata	-	-	-
Littorina littorea	-	-	-
Patella vulgata	5,226	p<0,05	**SW>RS**
Gibbula umbilicalis	2,105	ns	SW=RS
Phorcus lineatus	1,5584	ns	SW=RS
Nucella lapillus	-	-	-

Tabla. 2.142.- Resultados de la prueba χ^2 para los datos de presencia/ausencia de las especies del nivel medio de la localidad de San Felipe en otoño.

Especie	Prueba χ^2	Significación	Resultado
Littorina neritoides	2,1053	ns	SW=RS
Littorina saxatilis	3,584	ns	SW=RS
Littorina obtusata	-	-	-
Littorina littorea	-	-	-
Patella vulgata	0,1	ns	SW=RS
Gibbula umbilicalis	2,105	ns	SW=RS
Phorcus lineatus	1,111	ns	SW=RS
Nucella lapillus	-	-	-

Tabla. 2.143.- Resultados de la prueba χ^2 para los datos de presencia/ausencia de las especies del nivel medio de la localidad de San Felipe en invierno.

Especie	Prueba χ^2	Significación	Resultado
Littorina neritoides	0	ns	SW=RS
Littorina saxatilis	10	p<0,01	**SW<RS**
Littorina obtusata	-	-	-
Littorina littorea	-	-	-
Patella vulgata	15,824	p<0,01	**SW>RS**
Gibbula umbilicalis	13,333	p<0,01	**SW>RS**
Phorcus lineatus	0	ns	SW=RS
Nucella lapillus	1,025	ns	SW=RS

Tabla. 2.144.- Resultados de la prueba χ^2 para los datos de presencia/ausencia de las especies del nivel medio de la localidad de San Felipe en primavera.

Especie	Prueba χ^2	Significación	Resultado
Littorina neritoides	0	ns	SW=RS
Littorina saxatilis	0,3604	ns	SW=RS
Littorina obtusata	-	-	-
Littorina littorea	-	-	-
Patella vulgata	3,134	ns	SW=RS
Gibbula umbilicalis	0	ns	SW=RS
Phorcus lineatus	0	ns	SW=RS
Nucella lapillus	-	-	-

Tabla. 2.145.- Análisis PERMANOVA y prueba *a posteriori* para el nivel inferior de la localidad de San Felipe en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	Pseudo-F	P
Hábitat	1	6461,5	6461,5	0,4789	0,6643
Sitio (Ha)	2	26983	13492	6,6208	**0,0066**
Transecto (Si(Ha))	4	8151,1	2037,8	1,1808	0,2633
Residuo	32	55225	1725,8		
Total	39	96821			

Prueba *a posteriori* para la comparación entre los dos sitios de cada hábitat.

	ART	NAT
P	0,3360	0,3304

Tabla. 2.146.- Análisis PERMANOVA y prueba *a posteriori* para el nivel inferior de la localidad de San Felipe en otoño.

Fuente de variación	gl	SC	MC	Pseudo-F	P
Hábitat	1	10278	10278	0,8015	0,6617
Sitio (Ha)	2	25647	12823	3,2004	**0,0394**
Transecto (Si(Ha))	4	16027	4006,8	3,3109	**0,0002**
Residuo	32	38726	1210,2		
Total	39	90678			

Prueba *a posteriori* para la comparación entre los dos sitios de cada hábitat.

	ART	NAT
P	0,6645	0,3358

Prueba *a posteriori* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
P	**0,0070**	0,1996	**0,0085**	0,8739

Tabla. 2.147.- Análisis PERMANOVA y prueba *a posteriori* para el nivel inferior de la localidad de San Felipe en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	Pseudo-F	P
Hábitat	1	14649	14649	1,0975	0,6629
Sitio (Ha)	2	26695	13347	5,2072	**0,0057**
Transecto (Si(Ha))	4	10253	2563,3	2,7466	**0,0013**
Residuo	32	29864	933,24		
Total	39	81461			

Prueba *a posteriori* para la comparación entre los dos sitios de cada hábitat.

	ART	NAT
P	0,3371	0,3308

Prueba *a posteriori* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
P	0,6309	0,2804	0,1051	**0,0149**

Tabla. 2.148.- Análisis PERMANOVA y prueba *a posteriori* para el nivel inferior de la localidad de San Felipe en primavera.

Fuente de variación	gl	SC	MC	Pseudo-F	P
Hábitat	1	4884,2	4884,2	0,31827	1
Sitio (Ha)	2	30692	15346	3,517	**0,0033**
Transecto (Si(Ha))	4	17454	4363,5	5,3908	**0,0001**
Residuo	32	25902	809,43		
Total	39	78932			

Prueba *a posteriori* para la comparación entre los dos sitios de cada hábitat.

	ART	NAT
P	0,3344	0,3322

Prueba *a posteriori* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
P	0,8562	0,**0076**	**0,0085**	**0,0074**

Tabla. 2.149.- Análisis ANOVA del número de especies en el nivel inferior de la localidad de San Felipe en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	3,0250	3,0250	0,65	0,5036
Sitio (Ha)	2	9,2500	4,6250	3,78	0,1199
Transecto (Si(Ha))	4	4,9000	1,2250	1,85	0,1437
Residuo	32	21,2000	0,6625		
Total	39	38,3750			
Test de Cochran	0,2453				

Tabla. 2.150.- Análisis ANOVA del número de especies en el nivel inferior de la localidad de San Felipe en otoño.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	4,2250	4,2250	0,76	0,4741
Sitio (Ha)	2	11,0500	5,5250	4,70	0,0891
Transecto (Si(Ha))	4	4,7000	1,1750	1,40	0,2553
Residuo	32	26,8000	0,8375		
Total	39	46,7750			
Test de Cochran	0,2537				

Tabla. 2.151.- Análisis ANOVA del número de especies en el nivel inferior de la localidad de San Felipe en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	0,2250	0,2250	0,08	0,8009
Sitio (Ha)	2	5,4500	2,7250	4,36	0,0989
Transecto (Si(Ha))	4	2,5000	0,6250	0,94	0,4516
Residuo	32	21,2000	0,6625		
Total	39	29,3750			
Test de Cochran	0,3208				

Tabla. 2.152.- Análisis ANOVA del número de especies en el nivel inferior de la localidad de San Felipe en primavera.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	3,0250	3,0250	0,67	0,4995
Sitio (Ha)	2	9,0500	4,5250	6,70	0,0528
Transecto (Si(Ha))	4	2,7000	0,6750	0,84	0,5079
Residuo	32	25,6000	0,8000		
Total	39	40,3750			
Test de Cochran	0,2031				

Tabla. 2.153.- Análisis ANOVA y prueba SNK del número de individuos en el nivel inferior de la localidad de San Felipe en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	12,1000	12,1000	0,03	0,8835
Sitio (Ha)	2	878,8000	439,4000	48,02	**0,0016**
Transecto (Si(Ha))	4	36,6000	9,1500	0,34	0,8497
Residuoiduo	32	864,0000	27,0000		
Total	39	1791,5000			
Test de Cochran	0,4343				

Prueba *SNK* para la comparación entre los sitios de cada hábitat.

	ART	NAT
Media	**	-

Tabla. 2.154.- Análisis ANOVA y prueba SNK del número de individuos en el nivel inferior de la localidad de San Felipe en otoño.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	336,4000	336,4000	3,14	0,2183
Sitio (Ha)	2	214,1000	107,0500	1,21	0,3878
Transecto (Si(Ha))	4	353,4000	88,3500	4,83	**0,0037**
Residuoiduo	32	585,2000	18,2875		
Total	39	1489,1000			
Test de Cochran	0,3876				

Prueba *SNK* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
Media	-	-	**	-

Tabla. 2.155.- Análisis ANOVA y prueba SNK del número de individuos en el nivel inferior de la localidad de San Felipe en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	156,0250	156,0250	0,93	0,4364
Sitio (Ha)	2	335,2500	167,6250	16,16	**0,0121**
Transecto (Si(Ha))	4	41,5000	10,3750	0,54	0,7057
Residuoiduo	32	612,0000	19,1250		
Total	39	1144,7750			
Test de Cochran	0,3680				

Prueba *SNK* para la comparación entre los sitios de cada hábitat.

	ART	NAT
Media	**	-

Tabla. 2.156.- Análisis ANOVA y prueba SNK del número de individuos en el nivel inferior de la localidad de San Felipe en primavera.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	34,2250	34,2250	0,22	0,6843
Sitio (Ha)	2	309,2500	154,6250	0,98	0,4508
Transecto (Si(Ha))	4	631,9000	157,9750	6,21	**0,0008**
Residuoiduo	32	814,4000	25,4500		
Total	39	1789,7750			
Test de Cochran	0,4111				

Prueba *SNK* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
Media	-	-	**	-

Tabla. 2.157.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *L. littorea* en el nivel inferior de la localidad de San Felipe en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	11,0250	11,0250	1,00	0,4226
Sitio (Ha)	2	22,0500	11,0250	441,00	**0,0000**
Transecto (Si(Ha))	4	0,1000	0,0250	0,02	0,9991
Residuo	32	38,8000	1,2125		
Total	39	71,9750			
Test de Cochran	0,6392				

Tabla. 2.158.- Análisis ANOVAy prueba SNK de la abundancia de la especie *L. littorea* en el nivel inferior de la localidad de San Felipe en otoño.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	52,9000	52,9000	1,83	0,3087
Sitio (Ha)	2	57,8000	28,9000	28,90	**0,0042**
Transecto (Si(Ha))	4	4,0000	1,0000	0,51	0,7267
Residuo	32	62,4000	1,9500		
Total	39	177,1000			
Test de Cochran	0,5256				

Prueba *SNK* para la comparación entre los sitios de cada hábitat.

	ART	NAT
Media	**	-

Tabla. 2.159.- Análisis ANOVAy prueba SNK de la abundancia de la especie *L. littorea* en el nivel inferior de la localidad de San Felipe en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	112,2250	112,2250	1,48	0,3474
Sitio (Ha)	2	151,2500	75,6250	2,40	0,2067
Transecto (Si(Ha))	4	126,1000	31,5250	9,24	**0,0000**
Residuo	32	109,2000	3,4125		
Total	39	498,7750			
Test de Cochran	0,5238				

Prueba *SNK* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
Media	-	**	-	-

Tabla. 2.160.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *L. littorea* en el nivel inferior de la localidad de San Felipe en primavera.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	7,2250	7,2250	1,71	0,3211
Sitio (Ha)	2	8,4500	4,2250	5,83	0,0653
Transecto (Si(Ha))	4	2,9000	0,7250	4,46	**0,0056**
Residuo	32	5,2000	0,1625		
Total	39	23,7750			
Test de Cochran	0,3846				

Tabla. 2.161.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *P. vulgata* en el nivel inferior de la localidad de San Felipe en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	11,0250	11,0250	15,21	0,0599
Sitio (Ha)	2	1,4500	0,7250	0,46	0,6608
Transecto (Si(Ha))	4	6,3000	1,5750	1,52	0,2204
Residuo	32	33,2000	1,0375		
Total	39	51,9750			
Test de Cochran	0,3855				

Tabla. 2.162.- Análisis ANOVA y prueba SNK de la abundancia de la especie *P. vulgata* en el nivel inferior de la localidad de San Felipe en otoño.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	14,4000	14,4000	2,97	0,2270
Sitio (Ha)	2	9,7000	4,8500	0,89	0,4790
Transecto (Si(Ha))	4	21,8000	5,4500	4,19	**0,0077**
Residuo	32	41,6000	1,3000		
Total	39	87,5000			
Test de Cochran	0,3077				

Prueba *SNK* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
Media	*	-	**	-

Tabla. 2.163.- Análisis ANOVA y prueba SNK de la abundancia de la especie *P. vulgata* en el nivel inferior de la localidad de San Felipe en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	25,6000	25,6000	1,25	0,3800
Sitio (Ha)	2	41,0000	20,5000	16,40	**0,0118**
Transecto (Si(Ha))	4	5,0000	1,2500	0,80	0,5342
Residuo	32	50,0000	1,5625		
Total	39	121,6000			
Test de Cochran	0,2560				

Prueba *SNK* para la comparación entre los sitios de cada hábitat.

	ART	NAT
Media	**	-

Tabla. 2.164.- Análisis ANOVA y prueba SNK de la abundancia de la especie *P. vulgata* en el nivel inferior de la localidad de San Felipe en primavera.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	0,2250	0,2250	0,01	0,9245
Sitio (Ha)	2	39,2500	19,6250	27,07	**0,0047**
Transecto (Si(Ha))	4	2,9000	0,7250	0,38	0,8183
Residuo	32	60,4000	1,8875		
Total	39	102,7750			
Test de Cochran	0,2848				

Tabla. 2.165.- Análisis ANOVA de la abundancia y prueba SNK de la especie *G. umbilicalis* en el nivel inferior de la localidad de San Felipe en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	144,4000	144,4000	0,35	0,6161
Sitio (Ha)	2	835,2000	417,6000	21,31	**0,0074**
Transecto (Si(Ha))	4	78,4000	19,6000	0,65	0,6314
Residuo	32	965,6000	30,1750		
Total	39	2023,6000			
Test de Cochran	0,4896				

Prueba *SNK* para la comparación entre los sitios de cada hábitat.

	ART	NAT
Media	-	**

Tabla. 2.166.- Análisis ANOVA y prueba SNK de la abundancia de la especie *G. umbilicalis* en el nivel inferior de la localidad de San Felipe en otoño.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	70,2250	70,2250	0,25	0,6647
Sitio (Ha)	2	554,4500	277,2250	2,67	0,1832
Transecto (Si(Ha))	4	414,9000	103,7250	9,51	**0,0000**
Residuo	32	349,2000	10,9125		
Total	39	1388,7750			
Test de Cochran	0,6014				

Prueba *SNK* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
Media	**	-	-	*

Tabla. 2.167.- Análisis ANOVA y prueba SNK de la abundancia de la especie *G. umbilicalis* en el nivel inferior de la localidad de San Felipe en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	84,1000	84,1000	0,58	0,5269
Sitio (Ha)	2	291,6000	145,8000	53,02	**0,0013**
Transecto (Si(Ha))	4	11,0000	2,7500	0,30	0,8754
Residuo	32	292,8000	9,1500		
Total	39	679,5000			
Test de Cochran	0,4481				

Prueba *SNK* para la comparación entre los sitios de cada hábitat.

	ART	NAT
Media	**	**

Tabla. 2.168.- Análisis ANOVA y prueba SNK de la abundancia de la especie *G. umbilicalis* en el nivel inferior de la localidad de San Felipe en primavera.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	2,5000	2,5000	0,02	0,8939
Sitio (Ha)	2	219,4000	109,7000	1,08	0,4223
Transecto (Si(Ha))	4	407,2000	101,8000	5,37	**0,0020**
Residuo	32	606,4000	18,9500		
Total	39	1235,5000			
Test de Cochran	0,6550				

Prueba *SNK* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
Media	**	-	-	-

Tabla. 2.169.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *P. lineatus* en el nivel inferior de la localidad de San Felipe en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	4,2250	4,2250	0,76	0,4741
Sitio (Ha)	2	11,0500	5,5250	24,56	**0,0057**
Transecto (Si(Ha))	4	0,9000	0,2250	0,15	0,9638
Residuo	32	49,6000	1,5500		
Total	39	65,7750			
Test de Cochran	0,5000				

Tabla. 2.170.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *P. lineatus* en el nivel inferior de la localidad de San Felipe en otoño.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	4,9000	4,9000	0,87	0,4500
Sitio (Ha)	2	11,3000	5,6500	8,69	**0,0350**
Transecto (Si(Ha))	4	2,6000	0,6500	1,00	0,4219
Residuo	32	20,8000	0,6500		
Total	39	39,6000			
Test de Cochran	0,8654				

Tabla. 2.171.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *P. lineatus* en el nivel inferior de la localidad de San Felipe en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	3,6000	3,6000	2,12	0,2829
Sitio (Ha)	2	3,4000	1,7000	1,36	0,3543
Transecto (Si(Ha))	4	5,0000	1,2500	2,56	0,0571
Residuo	32	15,6000	0,4875		
Total	39	27,6000			
Test de Cochran	0,5641				

Tabla. 2.172.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *P. lineatus* en el nivel inferior de la localidad de San Felipe en primavera.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	4,2250	4,2250	0,64	0,5083
Sitio (Ha)	2	13,2500	6,6250	1,73	0,2872
Transecto (Si(Ha))	4	15,3000	3,8250	4,78	**0,0039**
Residuo	32	25,6000	0,8000		
Total	39	58,3750			
Test de Cochran	0,2813				

Tabla. 2.173.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *N. lapillus* en el nivel inferior de la localidad de San Felipe en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	1,6000	1,6000	0,78	0,4702
Sitio (Ha)	2	4,1000	2,0500	8,20	**0,0384**
Transecto (Si(Ha))	4	1,0000	0,2500	0,30	0,8767
Residuo	32	26,8000	0,8375		
Total	39	33,5000			
Test de Cochran	0,7015				

Tabla. 2.174.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *N. lapillus* en el nivel inferior de la localidad de San Felipe en otoño.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	1,2250	1,2250	0,58	0,5270
Sitio (Ha)	2	4,2500	2,1250	2,93	0,1645
Transecto (Si(Ha))	4	2,9000	0,7250	4,14	**0,0081**
Residuo	32	5,6000	0,1750		
Total	39	13,9750			
Test de Cochran	0,5714				

Tabla. 2.175.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *N. lapillus* en el nivel inferior de la localidad de San Felipe en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	14,4000	14,4000	1,19	0,3892
Sitio (Ha)	2	24,2000	12,1000	48,40	**0,0016**
Transecto (Si(Ha))	4	1,0000	0,2500	0,19	0,9416
Residuo	32	42,0000	1,3125		
Total	39	81,6000			
Test de Cochran	0,6476				

Tabla. 2.176.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *N. lapillus* en el nivel inferior de la localidad de San Felipe en primavera.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	4,2250	4,2250	33,80	**0,0283**
Sitio (Ha)	2	0,2500	0,1250	0,12	0,8884
Transecto (Si(Ha))	4	4,1000	1,0250	1,14	0,3559
Residuo	32	28,8000	0,9000		
Total	39	37,3750			
Test de Cochran	0,4444				

Tabla. 2.177.- Resultados de la prueba χ^2 para los datos de presencia/ausencia de las especies del nivel inferior de la localidad de San Felipe en verano.

Especie	Prueba χ^2	Significación	Resultado
Littorina neritoides	-	-	-
Littorina saxatilis	0	ns	SW=RS
Littorina obtusata	1,025	ns	SW=RS
Littorina littorea	8,484	p<0,01	**SW<RS**
Patella vulgata	5,625	p<0,05	**SW<RS**
Gibbula umbilicalis	0	ns	SW=RS
Phorcus lineatus	1,1285	ns	SW=RS
Nucella lapillus	0,228	ns	SW=RS
Calliostoma zizyphinum	-	-	-

Tabla. 2.178.- Resultados de la prueba χ^2 para los datos de presencia/ausencia de las especies del nivel inferior de la localidad de San Felipe en otoño.

Especie	Prueba χ^2	Significación	Resultado
Littorina neritoides	-	-	-
Littorina saxatilis	1,666	ns	SW=RS
Littorina obtusata	1,025	ns	SW=RS
Littorina littorea	17,142	p<0,01	**SW<RS**
Patella vulgata	4,8	p<0,05	**SW<RS**
Gibbula umbilicalis	0,173	ns	SW=RS
Phorcus lineatus	5,625	p<0,05	SW=RS
Nucella lapillus	2,5	ns	SW=RS
Calliostoma zizyphinum	-	-	-

Tabla. 2.179.- Resultados de la prueba χ^2 para los datos de presencia/ausencia de las especies del nivel inferior de la localidad de San Felipe en invierno.

Especie	Prueba χ^2	Significación	Resultado
Littorina neritoides	2,105	ns	SW=RS
Littorina saxatilis	3,137	ns	SW=RS
Littorina obtusata	1,025	ns	SW=RS
Littorina littorea	15,172	p<0,01	**SW<RS**
Patella vulgata	1,558	ns	SW=RS
Gibbula umbilicalis	5,625	p<0,05	**SW>RS**
Phorcus lineatus	0	ns	SW=RS
Nucella lapillus	11,612	p<0,01	**SW>RS**
Calliostoma zizyphinum	-	-	-

Tabla. 2.180.- Resultados de la prueba χ^2 para los datos de presencia/ausencia de las especies del nivel inferior de la localidad de San Felipe en primavera.

Especie	Prueba χ^2	Significación	Resultado
Littorina neritoides	-	-	-
Littorina saxatilis	0,902	ns	SW=RS
Littorina obtusata	-	-	-
Littorina littorea	15,172	p<0,01	**SW<RS**
Patella vulgata	0,92	ns	SW=RS
Gibbula umbilicalis	2,105	ns	SW=RS
Phorcus lineatus	5,012	p<0,05	**SW>RS**
Nucella lapillus	1,29	ns	SW=RS
Calliostoma zizyphinum	1,025	ns	SW=RS

Tabla. 2.181.- Análisis PERMANOVA y prueba *a posteriori* para el nivel superior de la localidad de O Baño en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	Pseudo-F	P
Hábitat	1	5487,5	5487,5	0,84866	0,6711
Sitio (Ha)	2	12932	6466	2,0481	0,126
Transecto (Si(Ha))	4	12628	3157,1	1,9662	**0,028**
Residuo	32	51380	1605,6		
Total	39	82428			

Prueba *a posteriori* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
P	0,6358	**0,0070**	0,3972	0,6248

Tabla. 2.182.- Análisis PERMANOVA y prueba *a posteriori* para el nivel superior de la localidad de O Baño en primavera.

Fuente de variación	gl	SC	MC	Pseudo-F	P
Hábitat	1	8332,2	8332,2	0,9277	0,6672
Sitio (Ha)	2	17962	8981,2	2,7542	0,1001
Transecto (Si(Ha))	4	13043	3260,8	3,9551	**0,0003**
Residuo	32	26383	824,46		
Total	39	65721			

Prueba *a posteriori* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
P	0,1406	**0,0084**	0,3379	0,0085

Tabla. 2.183.- Análisis ANOVA del número de especies en el nivel superior de la localidad de O Baño en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	0,1000	0,1000	0,10	0,7818
Sitio (Ha)	2	2,0000	1,0000	6,67	0,0533
Transecto (Si(Ha))	4	0,6000	0,1500	0,33	0,8535
Residuo	32	14,4000	0,4500		
Total	39	17,1000			
Test de Cochran	0,1944				

Tabla. 2.184.- Análisis ANOVA del número de especies en el nivel superior de la localidad de O Baño en otoño.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	1,2250	1,2250	0,55	0,5354
Sitio (Ha)	2	4,4500	2,2250	4,68	0,0895
Transecto (Si(Ha))	4	1,9000	0,4750	1,06	0,3944
Residuo	32	14,4000	0,4500		
Total	39	21,9750			
Test de Cochran	0,1944				

Tabla. 2.185.- Análisis ANOVA del número de especies en el nivel superior de la localidad de O Baño en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	9,0250	9,0250	72,20	**0,0136**
Sitio (Ha)	2	0,2500	0,1250	0,45	0,6639
Transecto (Si(Ha))	4	1,1000	0,2750	0,61	0,6576
Residuo	32	14,4000	0,4500		
Total	39	24,7750			
Test de Cochran	0,2222				

Tabla. 2.186.- Análisis ANOVA del número de especies en el nivel superior de la localidad de O Baño en primavera.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	5,6250	5,6250	0,74	0,4809
Sitio (Ha)	2	15,2500	7,6250	33,89	**0,0031**
Transecto (Si(Ha))	4	0,9000	0,2250	0,78	0,5449
Residuo	32	9,2000	0,2875		
Total	39	30,9750			
Test de Cochran	0,3043				

Tabla. 2.187.- Análisis ANOVA y prueba SNK del número de individuos en el nivel superior de la localidad de O Baño en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	96,1000	96,1000	0,14	0,7448
Sitio (Ha)	2	1379,3000	689,6500	4,34	0,0994
Transecto (Si(Ha))	4	635,0000	158,7500	5,67	**0,0014**
Residuo	32	896,0000	28,0000		
Total	39	3006,4000			
Test de Cochran	0,4786				

Prueba *SNK* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
Media	-	**	-	-

Tabla. 2.188.- Análisis ANOVA del número de individuos en el nivel superior de la localidad de O Baño en otoño.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	50,6250	50,6250	0,04	0,8609
Sitio (Ha)	2	2566,2500	1283,1250	6,74	0,0524
Transecto (Si(Ha))	4	761,9000	190,4750	1,37	0,2646
Residuo	32	4433,2000	138,5375		
Total	39	7811,9750			
Test de Cochran	0,4122				

Tabla. 2.189.- Análisis ANOVA y prueba SNK del número de individuos en el nivel superior de la localidad de O Baño en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	429,0250	429,0250	0,42	0,5844
Sitio (Ha)	2	2054,6500	1027,3250	1,64	0,3016
Transecto (Si(Ha))	4	2503,3000	625,8250	4,98	**0,0031**
Residuo	32	4020,0000	125,6250		
Total	39	9006,9750			
Test de Cochran	0,5527				

Prueba *SNK* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
Media	-	**	-	-

Tabla. 2.190.- Análisis ANOVA y prueba SNK del número de individuos en el nivel superior de la localidad de O Baño en primavera.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	84,1000	84,1000	0,12	0,7608
Sitio (Ha)	2	1385,8000	692,9000	2,85	0,1700
Transecto (Si(Ha))	4	972,4000	243,1000	10,81	**0,0000**
Residuo	32	719,6000	22,4875		
Total	39	3161,9000			
Test de Cochran	0,3558				

Prueba *SNK* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
Media	-	**	-	**

Tabla. 2.191.- Análisis ANOVA y prueba SNK de la abundancia de la especie *L. saxatilis* en el nivel superior de la localidad de O Baño en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	81,2250	81,2250	0,13	0,7545
Sitio (Ha)	2	1266,2500	633,1250	3,89	0,1152
Transecto (Si(Ha))	4	650,5000	162,6250	5,47	**0,0018**
Residuo	32	950,8000	29,7125		
Total	39	2948,7750			
Test de Cochran	0,4788				

Prueba de la abundancia para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
Media	-	-	-	**

Tabla. 2.192.- Análisis ANOVA y prueba SNK de la abundancia de la especie *L. saxatilis* en el nivel superior de la localidad de O Baño en otoño.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	75,6250	75,6250	0,08	0,7982
Sitio (Ha)	2	1780,8500	890,4250	4,89	0,0843
Transecto (Si(Ha))	4	728,9000	182,2250	2,47	**0,0647**
Residuo	32	2364,0000	73,8750		
Total	39	4949,3750			
Test de Cochran	0,4032				

Prueba *SNK* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
Media	-	*	-	-

Tabla. 2.193.- Análisis ANOVA y prueba SNK de la abundancia de la especie *L. saxatilis* en el nivel superior de la localidad de O Baño en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	211,6000	211,6000	0,26	0,6609
Sitio (Ha)	2	1628,8000	814,4000	1,68	0,2954
Transecto (Si(Ha))	4	1939,6000	484,9000	7,72	**0,0002**
Residuo	32	2010,4000	62,8250		
Total	39	5790,4000			
Test de Cochran	0,3926				

Prueba *SNK* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
Media	-	-	-	**

Tabla. 2.194.- Análisis ANOVA y prueba SNK de la abundancia de la especie *L. saxatilis* en el nivel superior de la localidad de O Baño en primavera.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	11,0250	11,0250	0,02	0,9078
Sitio (Ha)	2	1285,2500	642,6250	2,61	0,1885
Transecto (Si(Ha))	4	986,3000	246,5750	13,08	**0,0000**
Residuo	32	603,2000	18,8500		
Total	39	2885,7750			
Test de Cochran	0,3395				

Prueba *SNK* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
Media	-	**	-	**

Tabla. 2.195.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *M. neritoides* en el nivel superior de la localidad de O Baño en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	0,0250	0,0250	1,00	0,4226
Sitio (Ha)	2	0,0500	0,0250	1,00	0,4444
Transecto (Si(Ha))	4	0,1000	0,0250	1,00	0,4219
Residuo	32	0,8000	0,0250		
Total	39	0,9750			
Test de Cochran	1,0000				

Tabla. 2.196.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *M. neritoides* en el nivel superior de la localidad de O Baño en otoño.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	0,0250	0,0250	0,00	0,9792
Sitio (Ha)	2	57,8500	28,9250	0,85	0,4937
Transecto (Si(Ha))	4	136,7000	34,1750	1,64	0,1883
Residuo	32	666,8000	20,8375		
Total	39	861,3750			
Test de Cochran	0,5177				

Tabla. 2.197.- Análisis ANOVA y prueba SNK de la abundancia de la especie *M. neritoides* en el nivel superior de la localidad de O Baño en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	2,5000	2,5000	0,02	0,8990
Sitio (Ha)	2	242,5000	121,2500	6,95	**0,0500**
Transecto (Si(Ha))	4	69,8000	17,4500	0,58	0,6769
Residuo	32	957,2000	29,9125		
Total	39	1272,0000			
Test de Cochran	0,7911				

Prueba *SNK* para la comparación entre los sitios de cada hábitat.

	ART	NAT
Media	-	*

Tabla. 2.198.- Análisis ANOVA y prueba SNK de la abundancia de la especie *M. neritoides* en el nivel superior de la localidad de O Baño en primavera.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	14,4000	14,4000	144,00	**0,0069**
Sitio (Ha)	2	0,2000	0,1000	0,04	0,9588
Transecto (Si(Ha))	4	9,4000	2,3500	1,55	0,2105
Residuo	32	48,4000	1,5125		
Total	39	72,4000			
Test de Cochran	0,2645				

Tabla. 2.199.- Resultados de la prueba χ^2 para los datos de presencia/ausencia de las especies del nivel superior de la localidad de O Baño en verano.

Especie	Prueba χ^2	Significación	Resultado
Littorina neritoides	1,03	ns	SW=RS
Littorina saxatilis	0,78	ns	SW=RS
Littorina obtusata	-	-	-
Patella vulgata	0,14	ns	SW=RS
Gibbula umbilicalis	1,03	ns	SW=RS
Phorcus lineatus	0	ns	SW=RS

Tabla. 2.200.- Resultados de la prueba χ^2 para los datos de presencia/ausencia de las especies del nivel superior de la localidad de O Baño en otoño.

Especie	Prueba χ^2	Significación	Resultado
Littorina neritoides	0	ns	SW=RS
Littorina saxatilis	0	ns	SW=RS
Littorina obtusata	-	-	-
Patella vulgata	8,48	p<0,01	**SW>RS**
Gibbula umbilicalis	-	-	-
Phorcus lineatus	-	-	-

Tabla. 2.201.- Resultados de la prueba χ^2 para los datos de presencia/ausencia de las especies del nivel superior de la localidad de O Baño en invierno.

Especie	Prueba χ^2	Significación	Resultado
Littorina neritoides	2,85	ns	SW=RS
Littorina saxatilis	1,03	ns	SW=RS
Littorina obtusata	1,03	ns	SW=RS
Patella vulgata	13,3	p<0,01	**SW>RS**
Gibbula umbilicalis.	-	-	-
Phorcus lineatus	1,03	ns	SW=RS

Tabla. 2.202.- Resultados de la prueba χ^2 para los datos de presencia/ausencia de las especies del nivel superior de la localidad de O Baño en primavera.

Especie	Prueba χ^2	Significación	Resultado
Littorina neritoides	10	p<0,01	**SW>RS**
Littorina saxatilis	3,24	ns	SW=RS
Littorina obtusata	-	-	-
Patella vulgata	13,8	p<0,01	**SW>RS**
Gibbula umbilicalis	1,03	ns	SW=RS
Phorcus lineatus	2,11	ns	SW=RS

Tabla. 2.203.- Análisis PERMANOVA y prueba *a posteriori* para el nivel medio de la localidad de O Baño en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	Pseudo-F	P
Hábitat	1	10762	10762	0,75779	0,664
Sitio (Ha)	2	28403	14201	4,634	**0,048**
Transecto (Si(Ha))	4	12259	3064,7	2,7648	**0,007**
Residuo	32	35471	1108,5		
Total	39	86894			

Prueba *a posteriori* para la comparación entre los dos sitios de cada hábitat.

	ART	NAT
P	0,3370	1

Prueba *a posteriori* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
P	0,5893	0,2634	**0,0156**	0,1165

Tabla. 2.204.- Análisis PERMANOVA y prueba *a posteriori* para el nivel medio de la localidad de O Baño en otoño.

Fuente de variación	gl	SC	MC	Pseudo-F	P
Hábitat	1	24230	24230	5,4101	0,3397
Sitio (Ha)	2	8957,3	4478,7	1,3486	0,317
Transecto (Si(Ha))	4	13284	3321	2,604	**0,0046**
Residuo	32	40812	1275,4		
Total	39	87283			

Prueba *a posteriori* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
P	0,1171	**0,0075**	**0,0340**	0,9288

Tabla. 2.205.- Análisis PERMANOVA y prueba *a posteriori* para el nivel medio de la localidad de O Baño en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	Pseudo-F	P
Hábitat	1	4909,8	4909,8	0,69784	0,6644
Sitio (Ha)	2	14072	7035,8	1,7903	0,2039
Transecto (Si(Ha))	4	15720	3929,9	2,8417	**0,0012**
Residuo	32	44254	1382,9		
Total	39	78955			

Prueba *a posteriori* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
P	**0,0072**	0,2965	**0,0225**	0,1719

Tabla. 2.206.- Análisis PERMANOVA y prueba *a posteriori* para el nivel medio de la localidad de O Baño en primavera.

Fuente de variación	gl	SC	MC	Pseudo-F	P
Hábitat	1	28132	28132	6,8952	0,3359
Sitio (Ha)	2	8159,9	4080	1,7532	0,2471
Transecto (Si(Ha))	4	9308,5	2327,1	3,5443	**0,0022**
Residuo	32	21011	656,59		
Total	39	66612			

Prueba *a posteriori* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
P	0,8082	0,0554	0,3503	**0,0093**

Tabla. 2.207.- Análisis ANOVA del número de especies en el nivel medio de la localidad de O Baño en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	0,0250	0,0250	0,01	0,9253
Sitio (Ha)	2	4,4500	2,2250	4,68	0,0895
Transecto (Si(Ha))	4	1,9000	0,4750	0,58	0,6822
Residuo	32	26,4000	0,8250		
Total	39	32,7750			
Test de Cochran	0,3333				

Tabla. 2.208.- Análisis ANOVA del número de especies en el nivel medio de la localidad de O Baño en otoño.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	0,0250	0,0250	0,00	0,9537
Sitio (Ha)	2	11,6500	5,8250	6,30	0,0581
Transecto (Si(Ha))	4	3,7000	0,9250	1,51	0,2226
Residuo	32	19,6000	0,6125		
Total	39	34,9750			
Test de Cochran	0,2449				

Tabla. 2.209.- Análisis ANOVA del número de especies en el nivel medio de la localidad de O Baño en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	3,0250	3,0250	1,36	0,3639
Sitio (Ha)	2	4,4500	2,2250	5,24	0,0764
Transecto (Si(Ha))	4	1,7000	0,4250	0,53	0,7136
Residuo	32	25,6000	0,8000		
Total	39	34,7750			
Test de Cochran	0,2031				

Tabla. 2.210.- Análisis ANOVA del número de especies en el nivel medio de la localidad de O Baño en primavera.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	3,0250	3,0250	0,77	0,4726
Sitio (Ha)	2	7,8500	3,9250	10,47	**0,0257**
Transecto (Si(Ha))	4	1,5000	0,3750	0,61	0,6569
Residuo	32	19,6000	0,6125		
Total	39	31,9750			
Test de Cochran	0,1633				

Tabla. 2.211.- Análisis ANOVA del número de individuos en el nivel medio de la localidad de O Baño en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	0,0000	0,0000	0,00	-
Sitio (Ha)	2	1452,1000	726,0500	7,54	**0,0440**
Transecto (Si(Ha))	4	385,4000	96,3500	5,14	**0,0026**
Residuo	32	600,0000	18,7500		
Total	39	2437,5000			
Test de Cochran	0,4453				

Tabla. 2.212.- Análisis ANOVA y prueba SNK del número de individuos en el nivel medio de la localidad de O Baño en otoño.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	342,2250	342,2250	2,84	0,2341
Sitio (Ha)	2	241,2500	120,6250	1,73	0,2881
Transecto (Si(Ha))	4	279,5000	69,8750	2,91	**0,0369**
Residuo	32	768,8000	24,0250		
Total	39	1631,7750			
Test de Cochran	0,2773				

Prueba *SNK* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
Media	-	-	**	-

Tabla. 2.213.- Análisis ANOVA del número de individuos en el nivel medio de la localidad de O Baño en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	403,2250	403,2250	0,70	0,4920
Sitio (Ha)	2	1159,2500	579,6250	2,21	0,2253
Transecto (Si(Ha))	4	1047,5000	261,8750	2,65	0,0513
Residuo	32	3164,8000	98,9000		
Total	39	5774,7750			
Test de Cochran	0,3788				

Tabla. 2.214.- Análisis ANOVA y prueba SNK del número de individuos en el nivel medio de la localidad de O Baño en primavera.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	220,9000	220,9000	3,58	0,1990
Sitio (Ha)	2	123,4000	61,7000	0,64	0,5745
Transecto (Si(Ha))	4	386,4000	96,6000	10,93	**0,0000**
Residuo	32	282,8000	8,8375		
Total	39	1013,5000			
Test de Cochran	0,3423				

Prueba *SNK* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
Media	-	-	-	**

Tabla. 2.215.- Análisis ANOVA y prueba SNK de la abundancia de la especie *L. saxatilis* en el nivel medio de la localidad de O Baño en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	0,4000	0,4000	0,00	0,9825
Sitio (Ha)	2	1305,0000	652,5000	7,61	**0,0433**
Transecto (Si(Ha))	4	343,0000	85,7500	3,49	**0,0180**
Residuo	32	787,2000	24,6000		
Total	39	2435,6000			
Test de Cochran	0,5142				

Prueba *SNK* para la comparación entre los sitios de cada hábitat.

	ART	NAT
Media	-	*

Prueba *SNK* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
Media	*	-	-	*

Tabla. 2.216.- Análisis ANOVA y prueba SNK de la abundancia de la especie *L. saxatilis* en el nivel medio de la localidad de O Baño en otoño.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	562,5000	562,5000	8,94	0,0960
Sitio (Ha)	2	125,8000	62,9000	0,94	0,4627
Transecto (Si(Ha))	4	267,6000	66,9000	3,04	**0,0314**
Residuo	32	705,2000	22,0375		
Total	39	1661,1000			
Test de Cochran	0,5632				

Prueba *SNK* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
Media	**	-	-	-

Tabla. 2.217.- Análisis ANOVA y prueba SNK de la abundancia de la especie *L. saxatilis* en el nivel medio de la localidad de O Baño en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	680,6250	680,6250	1,07	0,4093
Sitio (Ha)	2	1269,8500	634,9250	2,38	0,2082
Transecto (Si(Ha))	4	1065,5000	266,3750	2,74	**0,0454**
Residuo	32	3106,8000	97,0875		
Total	39	6122,7750			
Test de Cochran	0,3775				

Prueba *SNK* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
Media	-	*	-	-

Tabla. 2.218.- Análisis ANOVA y prueba SNK de la abundancia de la especie *L. saxatilis* en el nivel medio de la localidad de O Baño en primavera.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	547,6000	547,6000	10,60	0,0828
Sitio (Ha)	2	103,3000	51,6500	0,48	0,6507
Transecto (Si(Ha))	4	431,0000	107,7500	11,89	**0,0000**
Residuo	32	290,0000	9,0625		
Total	39	1371,9000			
Test de Cochran	0,5476				

Test *SNK* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
Media	-	**	-	-

Tabla. 2.219.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *P. vulgata* en el nivel medio de la localidad de O Baño en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	11,0250	11,0250	441,00	**0,0023**
Sitio (Ha)	2	0,0500	0,0250	0,04	0,9612
Transecto (Si(Ha))	4	2,5000	0,6250	0,31	0,8713
Residuo	32	65,2000	2,0375		
Total	39	78,7750			
Test de Cochran	0,3865				

Tabla. 2.220.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *P. vulgata* en el nivel medio de la localidad de O Baño en otoño.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	0,2250	0,2250	0,01	0,9215
Sitio (Ha)	2	36,2500	18,1250	4,24	0,1027
Transecto (Si(Ha))	4	17,1000	4,2750	1,10	0,3752
Residuo	32	124,8000	3,9000		
Total	39	178,3750			
Test de Cochran	0,2468				

Tabla. 2.221.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *P. vulgata* en el nivel medio de la localidad de O Baño en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	0,2250	0,2250	0,01	0,9215
Sitio (Ha)	2	36,2500	18,1250	4,24	0,1027
Transecto (Si(Ha))	4	17,1000	4,2750	1,10	0,3752
Residuo	32	124,8000	3,9000		
Total	39	178,3750			
Test de Cochran	0,2468				

Tabla. 2.222.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *P. vulgata* en el nivel medio de la localidad de O Baño en primavera.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	16,9000	16,9000	2,06	0,2876
Sitio (Ha)	2	16,4000	8,2000	8,63	**0,0354**
Transecto (Si(Ha))	4	3,8000	0,9500	0,33	0,8554
Residuo	32	92,0000	2,8750		
Total	39	129,1000			
Test de Cochran	0,4652				

Tabla. 2.223.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *G. umbilicalis* en el nivel medio de la localidad de O Baño en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	2,0250	2,0250	2,19	0,2771
Sitio (Ha)	2	1,8500	0,9250	2,18	0,2293
Transecto (Si(Ha))	4	1,7000	0,4250	2,13	0,1006
Residuo	32	6,4000	0,2000		
Total	39	11,9750			
Test de Cochran	0,4375				

Tabla. 2.224.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *G. umbilicalis* en el nivel medio de la localidad de O Baño en otoño.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	38,0250	38,0250	117,00	**0,0084**
Sitio (Ha)	2	0,6500	0,3250	0,07	0,9371
Transecto (Si(Ha))	4	19,7000	4,9250	1,11	0,3704
Residuo	32	142,4000	4,4500		
Total	39	200,7750			
Test de Cochran	0,6264				

Tabla. 2.225.- Análisis ANOVA y prueba SNK de la abundancia de la especie *G. umbilicalis* en el nivel medio de la localidad de O Baño en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	19,6000	19,6000	0,76	0,4746
Sitio (Ha)	2	51,4000	25,7000	3,15	0,1506
Transecto (Si(Ha))	4	32,6000	8,1500	5,43	**0,0019**
Residuo	32	48,0000	1,5000		
Total	39	151,6000			
Test de Cochran	0,7500				

Prueba *SNK* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
Media	-	-	-	**

Tabla. 2.226.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *G. umbilicalis* en el nivel medio de la localidad de O Baño en primavera.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	65,0250	65,0250	15,39	0,0593
Sitio (Ha)	2	8,4500	4,2250	1,17	0,3992
Transecto (Si(Ha))	4	14,5000	3,6250	2,00	0,1182
Residuo	32	58,0000	1,8125		
Total	39	145,9750			
Test de Cochran	0,4375				

Tabla. 2.227.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *P. lineatus* en el nivel medio de la localidad de O Baño en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	24,0250	24,0250	2,18	0,2779
Sitio (Ha)	2	22,0500	11,0250	2,15	0,2321
Transecto (Si(Ha))	4	20,5000	5,1250	1,94	0,1273
Residuo	32	84,4000	2,6375		
Total	39	150,9750			
Test de Cochran	0,8768				

Tabla. 2.228.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *P. lineatus* en el nivel medio de la localidad de O Baño en otoño.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	0,6250	0,6250	1,00	0,4226
Sitio (Ha)	2	1,2500	0,6250	25,00	**0,0055**
Transecto (Si(Ha))	4	0,1000	0,0250	0,33	0,8535
Residuo	32	2,4000	0,0750		
Total	39	4,3750			
Test de Cochran	0,5000				

Tabla. 2.229.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *P. lineatus* en el nivel medio de la localidad de O Baño en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	0,0250	0,0250	0,20	0,6985
Sitio (Ha)	2	0,2500	0,1250	0,26	0,7810
Transecto (Si(Ha))	4	1,9000	0,4750	1,73	0,1683
Residuo	32	8,8000	0,2750		
Total	39	10,9750			
Test de Cochran	0,3636				

Tabla. 2.230.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *P. lineatus* en el nivel medio de la localidad de O Baño en primavera.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	12,1000	12,1000	3,36	0,2082
Sitio (Ha)	2	7,2000	3,6000	14,40	**0,0149**
Transecto (Si(Ha))	4	1,0000	0,2500	0,29	0,8824
Residuo	32	27,6000	0,8625		
Total	39	47,9000			
Test de Cochran	0,6232				

Tabla. 2.231.- Resultados de la prueba χ^2 para los datos de presencia/ausencia de las especies del nivel medio de la localidad de O Baño en verano.

Especie	Prueba χ^2	Significación	Resultado
Littorina neritoides	-	-	-
Littorina saxatilis	3,135	ns	SW=RS
Littorina obtusata	1,026	ns	SW=RS
Littorina littorea	-	-	-
Patella vulgata	1,905	ns	SW=RS
Gibbula umbiliclais	7,025	p<0,01	**SW>RS**
Phorcus lineatus	13,33	p<0,01	**SW<RS**
Nucella lapillus	-	-	-
Onchidiella celtica	1,026	ns	SW=RS

Tabla. 2.232.- Resultados de la prueba χ^2 para los datos de presencia/ausencia de las especies del nivel medio de la localidad de O Baño en otoño.

Especie	Prueba χ^2	Significación	Resultado
Littorina neritoides	-	-	-
Littorina saxatilis	15,17	p<0,01	**SW<RS**
Littorina obtusata	2,105	ns	SW=RS
Littorina littorea	1,026	ns	SW=RS
Patella vulgata	2,133	ns	SW=RS
Gibbula umbilicalis	12,38	p<0,01	**SW>RS**
Phorcus lineatus	5,714	p<0,05	**SW<RS**
Nucella lapillus	1,026	ns	SW=RS
Ochidiella celtica	-	-	-

Tabla. 2.233.- Resultados de la prueba χ^2 para los datos de presencia/ausencia de las especies del nivel medio de la localidad de O Baño en invierno.

Especie	Prueba χ^2	Significación	Resultado
Littorina neritoides	0,784	ns	SW=RS
Littorina saxatilis	0	ns	SW=RS
Littorina obtusata	-	-	-
Littorina littorea	1,026	ns	SW=RS
Patella vulgata	3,584	ns	SW=RS
Gibbula umbilicalis	2,133	ns	SW=RS
Phorcus lineatus	2,057	ns	SW=RS
Nucella lapillus	5,714	p<0,06	**SW>RS**
Onchidiella celtica	1,026	ns	SW=RS

Tabla. 2.234.- Resultados de la prueba χ^2 para los datos de presencia/ausencia de las especies del nivel medio de la localidad de O Baño en primavera.

Especie	Prueba χ^2	Significación	Resultado
Littorina neritoides	-	-	-
Littorina saxatilis	8,485	p<0,01	**SW<RS**
Littorina obtusata	1,026	ns	SW=RS
Littorina littorea	-	-	-
Patella vulgata	5,714	p<0,05	**SW>RS**
Gibbula umbilicalis	26,67	p<0,01	**SW>RS**
Phorcus lineatus	15,17	p<0,01	**SW<RS**
Nucella lapillus	5,714	p<0,05	**SW>RS**
Onchidiella celtica	-	-	-

Tabla. 2.235.- Análisis PERMANOVA y prueba *a posteriori* para el nivel inferior de la localidad de O Baño en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	Pseudo-F	P
Hábitat	1	20256	20256	2,078	0,3398
Sitio (Ha)	2	19496	9747,9	2,7684	0,0672
Transecto (Si(Ha))	4	14085	3521,2	2,6458	**0,0012**
Residuo	32	42587	1330,8		
Total	39	96423			

Prueba *a posteriori* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
P	0,1780	0,3740	0,2021	**0,0171**

Tabla. 2.236.- Análisis PERMANOVA y prueba *a posteriori* para el nivel inferior de la localidad de O Baño en otoño.

Fuente de variación	gl	SC	MC	Pseudo-F	P
Hábitat	1	15191	15191	3,108	0,3381
Sitio (Ha)	2	9775,2	4887,6	1,4652	0,2644
Transecto (Si(Ha))	4	13344	3335,9	3,0555	**0,0009**
Residuo	32	34936	1091,8		
Total	39	73246			

Prueba *a posteriori* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
P	**0,0472**	**0,0062**	0,4887	0,5984

Tabla. 2.237.- Análisis PERMANOVA y prueba *a posteriori* para el nivel inferior de la localidad de O Baño en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	Pseudo-F	P
Hábitat	1	11613	11613	3,7497	0,3341
Sitio (Ha)	2	6194,1	3097,1	1,3857	0,2829
Transecto (Si(Ha))	4	8940	2235	2,0384	**0,0101**
Residuo	32	35086	1096,4		
Total	39	61833			

Prueba *a posteriori* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
P	0,3692	0,1506	0,0884	0,1463

Tabla. 2.238.- Análisis PERMANOVA y prueba *a posteriori* para el nivel inferior de la localidad de O Baño en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	Pseudo-F	P
Hábitat	1	8516,8	8516,8	1,8653	0,3382
Sitio (Ha)	2	9131,9	4566	1,9128	0,1174
Transecto (Si(Ha))	4	9548,3	2387,1	2,3164	**0,0041**
Residuo	32	32977	1030,5		
Total	39	60174			

Prueba *a posteriori* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
P	0,1075	0,2842	**0,0292**	0,0631

Tabla. 2.239.- Análisis ANOVA del número de especies en el nivel inferior de la localidad de O Baño en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	6,4000	6,4000	4,41	0,1704
Sitio (Ha)	2	2,9000	1,4500	0,78	0,5162
Transecto (Si(Ha))	4	7,4000	1,8500	4,11	**0,0084**
Residuo	32	14,4000	0,4500		
Total	39	31,1000			
Test de Cochran	0,4722				

Tabla. 2.240.- Análisis ANOVA del número de especies en el nivel inferior de la localidad de O Baño en otoño.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	0,2250	0,2250	0,07	0,8136
Sitio (Ha)	2	6,2500	3,1250	5,00	0,0816
Transecto (Si(Ha))	4	2,5000	0,6250	0,55	0,7007
Residuo	32	36,4000	1,1375		
Total	39	45,3750			
Test de Cochran	0,3077				

Tabla. 2.241.- Análisis ANOVA del número de especies en el nivel inferior de la localidad de O Baño en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	0,9000	0,9000	0,28	0,6513
Sitio (Ha)	2	6,5000	3,2500	3,10	0,1541
Transecto (Si(Ha))	4	4,2000	1,0500	1,53	0,2178
Residuo	32	22,0000	0,6875		
Total	39	33,6000			
Test de Cochran	0,3273				

Tabla. 2.242.- Análisis ANOVA del número de especies en el nivel inferior de la localidad de O Baño en primavera.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	0,2250	0,2250	0,06	0,8310
Sitio (Ha)	2	7,6500	3,8250	4,64	0,0908
Transecto (Si(Ha))	4	3,3000	0,8250	0,92	0,4662
Residuo	32	28,8000	0,9000		
Total	39	39,9750			
Test de Cochran	0,2361				

Tabla. 2.243.- Análisis ANOVA del número de individuos en el nivel inferior de la localidad de O Baño en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	40,0000	40,0000	0,64	0,5076
Sitio (Ha)	2	125,0000	62,5000	3,37	0,1387
Transecto (Si(Ha))	4	74,2000	18,5500	1,61	0,1955
Residuoiduo	32	368,4000	11,5125		
Total	39	607,6000			
Test de Cochran	0,2953				

Tabla. 2.244.- Análisis ANOVA y prueba SNK del número de individuos en el nivel inferior de la localidad de O Baño en otoño.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	164,0250	164,0250	58,06	**0,0168**
Sitio (Ha)	2	5,6500	2,8250	0,10	0,9028
Transecto (Si(Ha))	4	107,7000	26,9250	4,96	**0,0032**
Residuo	32	173,6000	5,4250		
Total	39	450,9750			
Test de Cochran	0,2028				

Prueba *SNK* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
Media	**	**	-	-

Tabla. 2.245.- Análisis ANOVA y prueba SNK del número de individuos en el nivel inferior de la localidad de O Baño en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	105,6250	105,6250	1,55	0,3392
Sitio (Ha)	2	136,2500	68,1250	2,57	0,1913
Transecto (Si(Ha))	4	105,9000	26,4750	3,18	**0,0261**
Residuo	32	266,0000	8,3125		
Total	39	613,7750			
Test de Cochran	0,3414				

Prueba *SNK* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
Media	*	*	-	-

Tabla. 2.246.- Análisis ANOVA y prueba SNK del número de individuos en el nivel inferior de la localidad de O Baño en primavera.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	15,6250	15,6250	4,31	0,1735
Sitio (Ha)	2	7,2500	3,6250	0,09	0,9173
Transecto (Si(Ha))	4	164,3000	41,0750	2,90	**0,0374**
Residuo	32	453,6000	14,1750		
Total	39	640,7750			
Test de Cochran	0,3677				

Prueba *SNK* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
Media	-	-	-	*

Tabla. 2.247.- Análisis ANOVA y prueba SNK de la abundancia de la especie *L.littorea* en el nivel inferior de la localidad de O Baño en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	19,6000	19,6000	4,00	0,1835
Sitio (Ha)	2	9,8000	4,9000	0,58	0,6010
Transecto (Si(Ha))	4	33,8000	8,4500	6,26	**0,0008**
Residuo	32	43,2000	1,3500		
Total	39	106,4000			
Test de Cochran	0,6296				

Prueba *SNK* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
Media	*	**	-	-

Tabla. 2.248.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *L.littorea* en el nivel inferior de la localidad de O Baño en otoño.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	0,4000	0,4000	8,00	0,1056
Sitio (Ha)	2	0,1000	0,0500	0,20	0,8264
Transecto (Si(Ha))	4	1,0000	0,2500	1,00	0,4219
Residuo	32	8,0000	0,2500		
Total	39	9,5000			
Test de Cochran	0,4000				

Tabla. 2.249.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *L.littorea* en el nivel inferior de la localidad de O Baño en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	50,6250	50,6250	25,00	**0,0377**
Sitio (Ha)	2	4,0500	2,0250	3,24	0,1457
Transecto (Si(Ha))	4	2,5000	0,6250	0,25	0,9060
Residuo	32	79,2000	2,4750		
Total	39	136,3750			
Test de Cochran	0,4899				

Tabla. 2.249.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *L.littorea* en el nivel inferior de la localidad de O Baño en primavera.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	9,0250	9,0250	2,49	0,2553
Sitio (Ha)	2	7,2500	3,6250	8,53	**0,0361**
Transecto (Si(Ha))	4	1,7000	0,4250	1,36	0,2696
Residuo	32	10,0000	0,3125		
Total	39	27,9750			
Test de Cochran	0,4800				

Tabla. 2.250.- Análisis ANOVA y prueba SNK de la abundancia de la especie *P. vulgata* en el nivel inferior de la localidad de O Baño en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	0,6250	0,6250	0,06	0,8261
Sitio (Ha)	2	20,0500	10,0250	1,01	0,4430
Transecto (Si(Ha))	4	39,9000	9,9750	3,03	**0,0315**
Residuo	32	105,2000	3,2875		
Total	39	165,7750			
Test de Cochran	0,2928				

Prueba *SNK* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
Media	-	**	-	-

Tabla. 2.252.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *P. vulgata* en el nivel inferior de la localidad de O Baño en otoño.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	3,0250	3,0250	0,54	0,5397
Sitio (Ha)	2	11,2500	5,6250	5,00	0,0816
Transecto (Si(Ha))	4	4,5000	1,1250	0,65	0,6328
Residuo	32	55,6000	1,7375		
Total	39	74,3750			
Test de Cochran	0,2734				

Tabla. 2.253.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *P. vulgata* en el nivel inferior de la localidad de O Baño en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	12,1000	12,1000	14,24	0,0636
Sitio (Ha)	2	1,7000	0,8500	0,28	0,7704
Transecto (Si(Ha))	4	12,2000	3,0500	2,42	0,0691
Residuo	32	40,4000	1,2625		
Total	39	66,4000			
Test de Cochran	0,2475				

Tabla. 2.254.- Análisis ANOVA y prueba SNK de la abundancia de la especie *P. vulgata* en el nivel inferior de la localidad de O Baño en primavera.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	1,6000	1,6000	0,12	0,7579
Sitio (Ha)	2	25,7000	12,8500	2,16	0,2312
Transecto (Si(Ha))	4	23,8000	5,9500	4,29	**0,0069**
Residuo	32	44,4000	1,3875		
Total	39	95,5000			
Test de Cochran	0,4955				

Prueba *SNK* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
Media	**	-	**	-

Tabla. 2.255.- Análisis ANOVA y prueba SNK de la abundancia de la especie *G. umbilicalis* en el nivel inferior de la localidad de O Baño en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	22,5000	22,5000	2,23	0,2741
Sitio (Ha)	2	20,2000	10,1000	9,18	**0,0320**
Transecto (Si(Ha))	4	4,4000	1,1000	0,27	0,8925
Residuo	32	128,4000	4,0125		
Total	39	175,5000			
Test de Cochran	0,2741				

Prueba *SNK* para la comparación entre los sitios de cada hábitat.

	ART	NAT
Media	-	*

Tabla. 2.256.- Análisis ANOVA y prueba SNK de la abundancia de la especie *G. umbilicalis* en el nivel inferior de la localidad de O Baño en otoño.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	84,1000	84,1000	1,99	0,2937
Sitio (Ha)	2	84,5000	42,2500	2,46	0,2008
Transecto (Si(Ha))	4	68,6000	17,1500	4,80	**0,0038**
Residuo	32	114,4000	3,5750		
Total	39	351,6000			
Test de Cochran	0,2972				

Prueba *SNK* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
Media	*	-	-	**

Tabla. 2.257.- Análisis ANOVA y prueba SNK de la abundancia de la especie *G. umbilicalis* en el nivel inferior de la localidad de O Baño en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	0,0250	0,0250	0,00	0,9812
Sitio (Ha)	2	70,6500	35,3250	1,68	0,2953
Transecto (Si(Ha))	4	84,1000	21,0250	2,98	**0,0338**
Residuo	32	226,0000	7,0625		
Total	39	380,7750			
Test de Cochran	0,2212				

Prueba *SNK s* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
Media	-	-	*	*

Tabla. 2.258.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *G. umbilicalis* en el nivel inferior de la localidad de O Baño en primavera.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	0,4000	0,4000	0,40	0,5918
Sitio (Ha)	2	2,0000	1,0000	0,09	0,9142
Transecto (Si(Ha))	4	43,6000	10,9000	1,28	0,2982
Residuo	32	272,4000	8,5125		
Total	39	318,4000			
Test de Cochran	0,5477				

Tabla. 2.259.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *P. lineatus* en el nivel inferior de la localidad de O Baño en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	16,9000	16,9000	10,56	0,0831
Sitio (Ha)	2	3,2000	1,6000	6,40	0,0567
Transecto (Si(Ha))	4	1,0000	0,2500	0,57	0,6853
Residuo	32	14,0000	0,4375		
Total	39	35,1000			
Test de Cochran	0,4857				

Tabla. 2.260.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *P. lineatus* en el nivel inferior de la localidad de O Baño en otoño.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	0,6250	0,6250	2,78	0,2375
Sitio (Ha)	2	0,4500	0,2250	1,80	0,2770
Transecto (Si(Ha))	4	0,5000	0,1250	1,43	0,2471
Residuo	32	2,8000	0,0875		
Total	39	4,3750			
Test de Cochran	0,4286				

Tabla. 2.261.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *P. lineatus* en el nivel inferior de la localidad de O Baño en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	3,0250	3,0250	1,49	0,3461
Sitio (Ha)	2	4,0500	2,0250	0,80	0,5095
Transecto (Si(Ha))	4	10,1000	2,5250	7,48	**0,0002**
Residuo	32	10,8000	0,3375		
Total	39	27,9750			
Test de Cochran	0,9259				

Tabla. 2.262.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *P. lineatus* en el nivel inferior de la localidad de O Baño en primavera.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	16,9000	16,9000	10,56	0,0831
Sitio (Ha)	2	3,2000	1,6000	6,40	0,0567
Transecto (Si(Ha))	4	1,0000	0,2500	0,57	0,6853
Residuo	32	14,0000	0,4375		
Total	39	35,1000			
Test de Cochran	0,4857				

Tabla. 2.263.- Análisis ANOVA y prueba SNK de la abundancia de la especie *N. lapillus* en el nivel inferior de la localidad de O Baño en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	70,2250	70,2250	1,27	0,3766
Sitio (Ha)	2	110,4500	55,2250	4,48	0,0952
Transecto (Si(Ha))	4	49,3000	12,3250	5,27	**0,0022**
Residuo	32	74,8000	2,3375		
Total	39	304,7750			
Test de Cochran	0,6257				

Prueba *SNK* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
Media	-	-	-	**

Tabla. 2.264.- Análisis ANOVA y prueba SNK de la abundancia de la especie *N. lapillus* en el nivel inferior de la localidad de O Baño en otoño.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	10,0000	10,0000	5,88	0,1361
Sitio (Ha)	2	3,4000	1,7000	4,86	0,0851
Transecto (Si(Ha))	4	1,4000	0,3500	0,39	0,8150
Residuo	32	28,8000	0,9000		
Total	39	43,6000			
Test de Cochran	0,8611				

Tabla. 2.265.- Análisis ANOVA y prueba SNK de la abundancia de la especie *N. lapillus* en el nivel inferior de la localidad de O Baño en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	27,2250	27,2250	1,49	0,3461
Sitio (Ha)	2	36,4500	18,2250	145,80	**0,0002**
Transecto (Si(Ha))	4	0,5000	0,1250	0,08	0,9886
Residuo	32	51,6000	1,6125		
Total	39	115,7750			
Test de Cochran	0,5969				

Tabla. 2.266.- Análisis ANOVA y prueba SNK de la abundancia de la especie *N. lapillus* en el nivel inferior de la localidad de O Baño en primavera.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	18,2250	18,2250	14,88	0,0611
Sitio (Ha)	2	2,4500	1,2250	0,42	0,6837
Transecto (Si(Ha))	4	11,7000	2,9250	1,72	0,1697
Residuo	32	54,4000	1,7000		
Total	39	86,7750			
Test de Cochran	0,5368				

Tabla. 2.267.- Resultados de la prueba χ^2 para los datos de presencia/ausencia de las especies del nivel inferior de la localidad de O Baño en verano.

Especie	Prueba χ^2	Significación	Resultado
Littorina saxatilis	0	ns	SW=RS
Littorina obtusata	2,105	ns	SW=RS
Littorina littorea	10	p<0,01	**SW<RS**
Patella vulgata	0,107	ns	SW=RS
Gibbula umbilicalis	2,5	ns	SW=RS
Phorcus lineatus	26,67	p<0,01	**SW<RS**
Nucella lapillus	17,14	p<0,01	**SW>RS**
Nassarius reticulatus	-	-	-
Calliostoma zizyphinum	-	-	-
Acanthochitona fascicularis	-	-	-
Tecturea virginea	-	-	-

Tabla. 2.268.- Resultados de la prueba χ^2 para los datos de presencia/ausencia de las especies del nivel inferior de la localidad de O Baño en otoño.

Especie	Prueba χ^2	Significación	Resultado
Littorina saxatilis	10	p<0,01	**SW<RS**
Littorina obtusata	2,105	ns	SW=RS
Littorina littorea	-	-	-
Patella vulgata	0,102	ns	SW=RS
Gibbula umbilicalis	4,444	p<0,05	**SW<RS**
Phorcus lineatus	5,714	p<0,05	**SW<RS**
Nucella lapillus	17,29	p<0,01	**SW>RS**
Nassarius reticulatus	0,105	ns	SW=RS
Calliostoma zizyphinum	-	-	-
Acanthochitona fascicularis	1,026	ns	SW=RS
Tecturea virginea	2,026	ns	SW=RS

Tabla. 2.269.- Resultados de la prueba χ^2 para los datos de presencia/ausencia de las especies del nivel inferior de la localidad de O Baño en invierno.

Especie	Prueba χ^2	Significación	Resultado
Littorina saxatilis	7,059	p<0,01	**SW<RS**
Littorina obtusata	0	ns	SW=RS
Littorina littorea	26,27	p<0,01	**SW<RS**
Patella vulgata	0,625	ns	SW=RS
Gibbula umbilicalis	0,36	ns	SW=RS
Phorcus lineatus	-	-	-
Nucella lapillus	19,26	p<0,01	**SW>RS**
Nassarius reticulatus	-	-	-
Calliostoma zizyphinum	-	-	-
Acanthochitona fascicularis	1,026	ns	SW=RS
Tecturea virginea	-	-	-

Tabla. 2.270.- Resultados de la prueba χ^2 para los datos de presencia/ausencia de las especies del nivel inferior de la localidad de O Baño en primavera.

Especie	Prueba χ^2	Significación	Resultado
Littorina saxatilis	1,558	ns	SW=RS
Littorina obtusata	1,026	ns	SW=RS
Littorina littorea	18,03	p<0,01	**SW<RS**
Patella vulgata	0,921	ns	SW=RS
Gibbula umbilicalis	1,026	ns	SW=RS
Phorcus lineatus	5,625	p<0,05	**SW<RS**
Nucella lapillus	13,33	p<0,01	**SW>RS**
Nassarius reticulatus	-	-	-
Calliostoma zizyphinum	1,026	ns	SW=RS
Acanthochitona fascicularis	-	-	-
Tecturea virginea	-	-	-

Tabla. 2.271- Análisis PERMANOVA para el nivel superior de la localidad de O Vispón en otoño.

Fuente de variación	gl	SC	MC	Pseudo-F	P
Hábitat	1	22699	22699	5,3645	0,3214
Sitio (Ha)	2	8462,8	4231,4	1,8459	0,1107
Transecto (Si(Ha))	4	9169,4	2292,4	1,8442	0,0531
Residuo	32	39777	1243		
Total	39	80108			

Tabla. 2.272- Análisis PERMANOVA y prueba *a posteriori* para el nivel superior de la localidad de O Vispón en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	Pseudo-F	P
Hábitat	1	19862	19862	14,804	0,3263
Sitio (Ha)	2	2683,3	1341,7	0,3021	0,8755
Transecto (Si(Ha))	4	17761	4440,3	7,1303	0,0001
Residuo	32	19927	622,73		
Total	39	60234			

Prueba *a posteriori* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
P	0,1286	**0,0079**	**0,0323**	**0,0145**

Tabla. 2.273- Análisis PERMANOVA y prueba *a posteriori* para el nivel superior de la localidad de O Vispón en primavera.

Fuente de variación	gl	SC	MC	Pseudo-F	P
Hábitat	1	8949	8949	1,5618	0,6623
Sitio (Ha)	2	11460	5730	7,8574	**0,0067**
Transecto (Si(Ha))	4	2917	729,25	0,48079	0,8993
Residuo	32	48537	1516,8		
Total	39	71863			

Prueba *a posteriori* para la comparación entre los dos sitios de cada Hábitat.

	ART	NAT
P	0,3223	0,3298

Tabla. 2.274.- Análisis ANOVA del número de especies en el nivel superior de la localidad de O Vispón en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	1,2250	1,2250	1,00	0,4226
Sitio (Ha)	2	2,4500	1,2250	2,88	0,1678
Transecto (Si(Ha))	4	1,7000	0,4250	1,62	0,1935
Residuo	32	8,4000	0,2625		
Total	39	13,7750			
Test de Cochran	0,3810				

Tabla. 2.275.- Análisis ANOVA del número de especies en el nivel superior de la localidad de O Vispón en otoño.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	0,4000	0,4000	0,44	0,5736
Sitio (Ha)	2	1,8000	0,9000	2,57	0,1914
Transecto (Si(Ha))	4	1,4000	0,3500	1,40	0,2563
Residuo	32	8,0000	0,2500		
Total	39	11,6000			
Test de Cochran	0,2500				

Tabla. 2.276.- Análisis ANOVA del número de especies en el nivel superior de la localidad de O Vispón en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	0,1000	0,1000	0,05	0,8438
Sitio (Ha)	2	4,0000	2,0000	3,08	0,1552
Transecto (Si(Ha))	4	2,6000	0,6500	1,93	0,1301
Residuo	32	10,8000	0,3375		
Total	39	17,5000			
Test de Cochran	0,2593				

Tabla. 2.277.- Análisis ANOVA del número de especies en el nivel superior de la localidad de O Vispón en primavera.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	0,0000	0,0000	0,00	-
Sitio (Ha)	2	2,9000	1,4500	5,80	0,0657
Transecto (Si(Ha))	4	1,0000	0,2500	0,71	0,5883
Residuo	32	11,2000	0,3500		
Total	39	15,1000			
Test de Cochran	0,2857				

Tabla. 2.278.- Análisis ANOVA y prueba SNK del número de individuos en el nivel superior de la localidad de O Vispón en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	46,2250	46,2250	2,54	0,2523
Sitio (Ha)	2	36,4500	18,2250	0,83	0,4983
Transecto (Si(Ha))	4	87,5000	21,8750	3,47	**0,0183**
Residuo	32	201,6000	6,3000		
Total	39	371,7750			
Test de Cochran	0,3115				

Prueba *SNK* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
Media	-	*	*	-

Tabla. 2.279.- Análisis ANOVA del número de individuos en el nivel superior de la localidad de O Vispón en otoño.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	9,0250	9,0250	0,02	0,9018
Sitio (Ha)	2	927,6500	463,8250	4,57	0,0926
Transecto (Si(Ha))	4	405,7000	101,4250	1,58	0,2027
Residuo	32	2050,4000	64,0750		
Total	39	3392,7750			
Test de Cochran	0,4657				

Tabla. 2.280.- Análisis ANOVA y prueba SNK del número de individuos en el nivel superior de la localidad de O Vispón en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	511,2250	511,2250	1,61	0,3317
Sitio (Ha)	2	633,2500	316,6250	0,43	0,6783
Transecto (Si(Ha))	4	2956,3000	739,0750	9,87	**0,0000**
Residuo	32	2396,0000	74,8750		
Total	39	6496,7750			
Test de Cochran	0,4553				

Prueba *SNK* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
Media	-	**	**	**

Tabla. 2.281.- Análisis ANOVA y prueba SNK del número de individuos en el nivel superior de la localidad de O Vispón en primavera.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	156,0250	156,0250	0,47	0,5647
Sitio (Ha)	2	667,2500	333,6250	5,80	0,0657
Transecto (Si(Ha))	4	229,9000	57,4750	3,29	**0,0230**
Residuo	32	559,6000	17,4875		
Total	39	1612,7750			
Test de Cochran	0,3767				

Prueba *SNK* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
Media	-	-	-	**

Tabla. 2.282.- Análisis ANOVA y prueba SNK de la abundancia de la especie *L. saxatilis* en el nivel superior de la localidad de O Vispón en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	14,4000	14,4000	0,54	0,5378
Sitio (Ha)	2	53,0000	26,5000	1,14	0,4058
Transecto (Si(Ha))	4	93,0000	23,2500	5,25	**0,0023**
Residuo	32	141,6000	4,4250		
Total	39	302,0000			
Test de Cochran	0,3305				

Prueba *SNK* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
Media	-	*	-	**

Tabla. 2.283.- Análisis ANOVA y prueba SNK de la abundancia de la especie *L. saxatilis* en el nivel superior de la localidad de O Vispón en otoño.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	275,6250	275,6250	4,69	0,1628
Sitio (Ha)	2	117,6500	58,8250	1,19	0,3930
Transecto (Si(Ha))	4	197,7000	49,4250	5,76	**0,0013**
Residuo	32	274,8000	8,5875		
Total	39	865,7750			
Test de Cochran	0,6361				

Prueba *SNK* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
Media	**	**	-	-

Tabla. 2.284.- Análisis ANOVA y prueba SNK de la abundancia de la especie *L. saxatilis* en el nivel superior de la localidad de O Vispón en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	1199,0250	1199,0250	74,82	**0,0131**
Sitio (Ha)	2	32,0500	16,0250	0,08	0,9258
Transecto (Si(Ha))	4	815,9000	203,9750	10,69	**0,0000**
Residuo	32	610,8000	19,0875		
Total	39	2657,7750			
Test de Cochran	0,3746				

Prueba *SNK* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
Media	**	**	-	-

Tabla. 2.285.- Análisis ANOVA y prueba SNK de la abundancia de la especie *L. saxatilis* en el nivel superior de la localidad de O Vispón en primavera.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	202,5000	202,5000	0,96	0,4302
Sitio (Ha)	2	421,2000	210,6000	6,03	0,0621
Transecto (Si(Ha))	4	139,8000	34,9500	2,78	**0,0434**
Residuo	32	402,4000	12,5750		
Total	39	1165,9000			
Test de Cochran	0,3101				

Prueba *SNK* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
Media	-	**	-	-

Tabla. 2.286.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *M. neritoides* en el nivel superior de la localidad de O Vispón en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	4,9000	4,9000	0,58	0,5270
Sitio (Ha)	2	17,0000	8,5000	12,14	**0,0200**
Transecto (Si(Ha))	4	2,8000	0,7000	0,35	0,8436
Residuo	32	64,4000	2,0125		
Total	39	89,1000			
Test de Cochran	0,5280				

Tabla. 2.287.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *M. neritoides* en el nivel superior de la localidad de O Vispón en otoño.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	422,5000	422,5000	1,67	0,3257
Sitio (Ha)	2	506,6000	253,3000	2,90	0,1665
Transecto (Si(Ha))	4	349,2000	87,3000	1,41	0,2538
Residuo	32	1984,8000	62,0250		
Total	39	3263,1000			
Test de Cochran	0,5073				

Tabla. 2.288.- Análisis ANOVA y prueba SNK de la abundancia de la especie *M. neritoides* en el nivel superior de la localidad de O Vispón en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	164,0250	164,0250	0,76	0,4760
Sitio (Ha)	2	433,4500	216,7250	0,79	0,5154
Transecto (Si(Ha))	4	1103,1000	275,7750	8,18	**0,0001**
Residuo	32	1079,2000	33,7250		
Total	39	2779,7750			
Test de Cochran	0,3929				

Prueba *SNK* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
Media	-	**	-	**

Tabla. 2.289.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *M. neritoides* en el nivel superior de la localidad de O Vispón en primavera.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	2,0250	2,0250	0,12	0,7590
Sitio (Ha)	2	32,8500	16,4250	5,02	0,0813
Transecto (Si(Ha))	4	13,1000	3,2750	1,46	0,2387
Residuo	32	72,0000	2,2500		
Total	39	119,9750			
Test de Cochran	0,2944				

Tabla. 2.290.- Resultados de la prueba χ^2 para los datos de presencia/ausencia de las especies del nivel superior de la localidad de O Vispón en verano.

Especie	Prueba χ^2	Significación	Resultado
Littorina neritoides	0,53	ns	SW=RS
Littorina saxatilis	3,64	ns	SW=RS
Patella vulgata	-	-	-
Gibbula umbilicalis	-	-	-
Phorcus lineatus	0	ns	SW=RS

Tabla. 2.291.- Resultados de la prueba χ^2 para los datos de presencia/ausencia de las especies del nivel superior de la localidad de O Vispón en otoño.

Especie	Prueba χ^2	Significación	Resultado
Littorina neritoides	11,6	p<0,01	**SW>RS**
Littorina saxatilis	5,71	p<0,05	**SW<RS**
Patella vulgata	-	-	-
Gibbula umbilicalis	-	-	-
Phorcus lineatus	-	-	-

Tabla. 2.292.- Resultados de la prueba χ^2 para los datos de presencia/ausencia de las especies del nivel superior de la localidad de O Vispón en invierno.

Especie	Prueba χ^2	Significación	Resultado
Littorina neritoides	1,03	ns	SW=RS
Littorina saxatilis	1,11	ns	SW=RS
Patella vulgata	1,03	ns	SW=RS
Gibbula umbilicalis	-	-	-
Phorcus lineatus	-	-	-

Tabla. 2.293.- Resultados de la prueba χ^2 para los datos de presencia/ausencia de las especies del nivel superior de la localidad de O Vispón en primavera.

Especie	Prueba χ^2	Significación	Resultado
Littorina neritoides	0,78	ns	SW=RS
Littorina saxatilis	4,8	p<0,05	**SW<RS**
Patella vulgata	-	-	-
Gibbula umbilicalis	1,03	ns	SW=RS
Phorcus lineatus	2,11	ns	SW=RS

Tabla. 2.294.- Análisis PERMANOVA para el nivel medio de la localidad de O Vispón en otoño.

Fuente de variación	gl	SC	MC	Pseudo-F	P
Hábitat	1	3533,4	3533,4	1,9898	0,3349
Sitio (Ha)	2	3551,6	1775,8	0,6523	0,704
Transecto (Si(Ha))	4	10890	2722,5	1,3098	0,2302
Residuo	32	66512	2078,5		
Total	39	84487			

Tabla. 2.295.- Análisis PERMANOVA y prueba *a posteriori* para el nivel medio de la localidad de O Vispón en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	Pseudo-F	P
Hábitat	1	2302,6	2302,6	0,68343	1
Sitio (Ha)	2	6738,4	3369,2	1,0758	0,4236
Transecto (Si(Ha))	4	12528	3131,9	2,3841	**0,0072**
Residuo	32	42037	1313,6		
Total	39	63605			

Prueba *a posteriori* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
P	0,0619	0,4101	0,4421	**0,0083**

Tabla. 2.296.- Análisis PERMANOVA y prueba *a posteriori* para el nivel medio de la localidad de O Vispón en primavera.

Fuente de variación	gl	SC	MC	Pseudo-F	P
Hábitat	1	5898,6	5898,6	0,81974	0,6665
Sitio (Ha)	2	14391	7195,7	1,9188	0,1211
Transecto (Si(Ha))	4	15000	3750	2,8621	**0,0011**
Residuo	32	41927	1310,2		
Total	39	77218			

Prueba *a posteriori* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
P	0,3728	0,1553	**0,0080**	0,1312

Tabla. 2.297.- Análisis ANOVA del número de especies en el nivel medio de la localidad de O Vispón en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	0,4000	0,4000	0,24	0,6756
Sitio (Ha)	2	3,4000	1,7000	3,78	0,1198
Transecto (Si(Ha))	4	1,8000	0,4500	1,13	0,3621
Residuo	32	12,8000	0,4000		
Total	39	18,4000			
Test de Cochran	0,2500				

Tabla. 2.298.- Análisis ANOVA del número de especies en el nivel medio de la localidad de O Vispón en otoño.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	0,0250	0,0250	0,08	0,8075
Sitio (Ha)	2	0,6500	0,3250	0,29	0,7635
Transecto (Si(Ha))	4	4,5000	1,1250	2,81	**0,0416**
Residuo	32	12,8000	0,4000		
Total	39	17,9750			
Test de Cochran	0,2500				

Tabla. 2.299.- Análisis ANOVA del número de especies en el nivel medio de la localidad de O Vispón en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	2,5000	2,5000	25,00	**0,0377**
Sitio (Ha)	2	0,2000	0,1000	0,20	0,8264
Transecto (Si(Ha))	4	2,0000	0,5000	0,71	0,5883
Residuo	32	22,4000	0,7000		
Total	39	27,1000			
Test de Cochran	0,3571				

Tabla. 2.300.- Análisis ANOVA del número de especies en el nivel medio de la localidad de O Vispón en primavera.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	0,0250	0,0250	0,03	0,8845
Sitio (Ha)	2	1,8500	0,9250	1,61	0,3072
Transecto (Si(Ha))	4	2,3000	0,5750	0,72	0,5854
Residuo	32	25,6000	0,8000		
Total	39	29,7750			
Test de Cochran	0,2656				

Tabla. 2.301.- Análisis ANOVA y prueba SNK del número de individuos en el nivel medio de la localidad de O Vispón en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	0,2250	0,2250	0,01	0,9330
Sitio (Ha)	2	49,8500	24,9250	0,74	0,5319
Transecto (Si(Ha))	4	134,3000	33,5750	6,26	**0,0008**
Residuo	32	171,6000	5,3625		
Total	39	355,9750			
Test de Cochran	0,3543				

Prueba *SNK* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
Media	-	**	**	-

Tabla. 2.302.- Análisis ANOVA y prueba SNK del número de individuos en el nivel medio de la localidad de O Vispón en otoño.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	11,0250	11,0250	25,94	**0,0365**
Sitio (Ha)	2	0,8500	0,4250	0,01	0,9854
Transecto (Si(Ha))	4	115,1000	28,7750	4,54	**0,0051**
Residuo	32	202,8000	6,3375		
Total	39	329,7750			
Test de Cochran	0,3294				

Prueba *SNK* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
Media	-	*	-	*

Tabla. 2.303.- Análisis ANOVA del número de individuos en el nivel medio de la localidad de O Vispón en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	52,9000	52,9000	1,73	0,3185
Sitio (Ha)	2	61,0000	30,5000	1,01	0,4425
Transecto (Si(Ha))	4	121,2000	30,3000	1,28	0,2992
Residuo	32	758,8000	23,7125		
Total	39	993,9000			
Test de Cochran	0,6921				

Tabla. 2.304.- Análisis ANOVA y prueba SNK del número de individuos en el nivel medio de la localidad de O Vispón en primavera.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	211,6000	211,6000	1,62	0,3309
Sitio (Ha)	2	261,0000	130,5000	0,75	0,5287
Transecto (Si(Ha))	4	695,4000	173,8500	10,78	**0,0000**
Residuo	32	516,0000	16,1250		
Total	39	1684,0000			
Test de Cochran	0,4248				

Prueba *SNK* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
Media	-	-	**	-

Tabla. 2.305.- Análisis ANOVA y prueba SNK de la abundancia de la especie *L. saxatilis* en el nivel medio de la localidad de O Vispón en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	14,4000	14,4000	0,26	0,6630
Sitio (Ha)	2	112,4000	56,2000	2,87	0,1688
Transecto (Si(Ha))	4	78,4000	19,6000	4,20	**0,0076**
Residuo	32	149,2000	4,6625		
Total	39	354,4000			
Test de Cochran	0,6086				

Prueba *SNK* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
Media	-	-	-	**

Tabla. 2.306.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *L. saxatilis* en el nivel medio de la localidad de O Vispón en otoño.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	24,0250	24,0250	9,51	0,0910
Sitio (Ha)	2	5,0500	2,5250	0,18	0,8412
Transecto (Si(Ha))	4	55,9000	13,9750	2,23	0,0881
Residuo	32	200,8000	6,2750		
Total	39	285,7750			
Test de Cochran	0,3287				

Tabla. 2.307.- Análisis ANOVA y prueba SNK de la abundancia de la especie *L. saxatilis* en el nivel medio de la localidad de O Vispón en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	3,6000	3,6000	0,10	0,7806
Sitio (Ha)	2	71,2000	35,6000	0,54	0,6183
Transecto (Si(Ha))	4	262,0000	65,5000	3,71	**0,0136**
Residuo	32	564,8000	17,6500		
Total	39	901,6000			
Test de Cochran	0,8697				

Prueba *SNK* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
Media	-	**	-	-

Tabla. 2.308.- Análisis ANOVA y prueba SNK de la abundancia de la especie *L. saxatilis* en el nivel medio de la localidad de O Vispón en primavera.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	126,0250	126,0250	0,95	0,4316
Sitio (Ha)	2	264,0500	132,0250	1,49	0,3286
Transecto (Si(Ha))	4	354,7000	88,6750	4,51	**0,0053**
Residuo	32	629,6000	19,6750		
Total	39	1374,3750			
Test de Cochran	0,6245				

Prueba *SNK* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
Media	**	-	-	-

Tabla. 2.309.- Análisis ANOVA y prueba SNK de la abundancia de la especie *P. vulgata* en el nivel medio de la localidad de O Vispón en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	13,2250	13,2250	1,22	0,3842
Sitio (Ha)	2	21,6500	10,8250	0,65	0,5716
Transecto (Si(Ha))	4	67,1000	16,7750	6,55	**0,0006**
Residuo	32	82,0000	2,5625		
Total	39	183,9750			
Test de Cochran	0,4537				

Prueba *SNK* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
Media	**	-	-	-

Tabla. 2.310.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *P. vulgata* en el nivel medio de la localidad de O Vispón en otoño.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	1,2250	1,2250	49,00	**0,0198**
Sitio (Ha)	2	0,0500	0,0250	0,01	0,9932
Transecto (Si(Ha))	4	14,7000	3,6750	2,00	0,1182
Residuo	32	58,8000	1,8375		
Total	39	74,7750			
Test de Cochran	0,3741				

Tabla. 2.311.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *P. vulgata* en el nivel medio de la localidad de O Vispón en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	0,6250	0,6250	0,14	0,7458
Sitio (Ha)	2	9,0500	4,5250	1,57	0,3132
Transecto (Si(Ha))	4	11,5000	2,8750	1,72	0,1707
Residuo	32	53,6000	1,6750		
Total	39	74,7750			
Test de Cochran	0,3955				

Tabla. 2.312.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *P. vulgata* en el nivel medio de la localidad de O Vispón en primavera.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	1,6000	1,6000	0,38	0,6020
Sitio (Ha)	2	8,5000	4,2500	2,30	0,2166
Transecto (Si(Ha))	4	7,4000	1,8500	1,02	0,4115
Residuo	32	58,0000	1,8125		
Total	39	75,5000			
Test de Cochran	0,4621				

Tabla. 2.313.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *G. umbilicalis* en el nivel medio de la localidad de O Vispón en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	0,2250	0,2250	9,00	0,0955
Sitio (Ha)	2	0,0500	0,0250	1,00	0,4444
Transecto (Si(Ha))	4	0,1000	0,0250	0,33	0,8535
Residuo	32	2,4000	0,0750		
Total	39	2,7750			
Test de Cochran	0,3333				

Tabla. 2.314.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *G. umbilicalis* en el nivel medio de la localidad de O Vispón en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	0,9000	0,9000	1,80	0,3118
Sitio (Ha)	2	1,0000	0,5000	2,50	0,1975
Transecto (Si(Ha))	4	0,8000	0,2000	0,59	0,6705
Residuo	32	10,8000	0,3375		
Total	39	13,5000			
Test de Cochran	0,2963				

Tabla. 2.315.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *G. umbilicalis* en el nivel medio de la localidad de O Vispón en primavera.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	10,0000	10,0000	200,00	**0,0050**
Sitio (Ha)	2	0,1000	0,0500	0,14	0,8711
Transecto (Si(Ha))	4	1,4000	0,3500	0,23	0,9187
Residuo	32	48,4000	1,5125		
Total	39	59,9000			
Test de Cochran	0,5620				

Tabla. 2.316.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *P. lineatus* en el nivel medio de la localidad de O Vispón en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	0,0000	0,0000	0,00	-
Sitio (Ha)	2	0,2000	0,1000	0,40	0,6944
Transecto (Si(Ha))	4	1,0000	0,2500	1,54	0,2147
Residuo	32	5,2000	0,1625		
Total	39	6,4000			
Test de Cochran	0,2308				

Tabla. 2.317.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *P. lineatus* en el nivel medio de la localidad de O Vispón en otoño.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	0,6250	0,6250	2,78	0,2375
Sitio (Ha)	2	0,4500	0,2250	9,00	**0,0331**
Transecto (Si(Ha))	4	0,1000	0,0250	0,15	0,9599
Residuo	32	5,2000	0,1625		
Total	39	6,3750			
Test de Cochran	0,6154				

Tabla. 2.318.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *P. lineatus* en el nivel medio de la localidad de O Vispón en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	3,6000	3,6000	2,88	0,2318
Sitio (Ha)	2	2,5000	1,2500	0,76	0,5260
Transecto (Si(Ha))	4	6,6000	1,6500	5,08	**0,0028**
Residuo	32	10,4000	0,3250		
Total	39	23,1000			
Test de Cochran	0,6538				

Tabla. 2.319.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *P. lineatus* en el nivel medio de la localidad de O Vispón en primavera.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	0,6250	0,6250	0,86	0,4512
Sitio (Ha)	2	1,4500	0,7250	5,80	0,0657
Transecto (Si(Ha))	4	0,5000	0,1250	0,91	0,4704
Residuo	32	4,4000	0,1375		
Total	39	6,9750			
Test de Cochran	0,2727				

Tabla. 2.320.- Resultados de la prueba χ^2 para los datos de presencia/ausencia de las especies del nivel medio de la localidad de O Vispón en verano.

Especie	Prueba χ^2	Significación	Resultado
Littorina neritoides	-	-	-
Littorina saxatilis	0,902	ns	SW=RS
Littorina obtusata	1,026	ns	SW=RS
Littorina littorea	-	-	-
Patella vulgata	0,404	ns	SW=RS
Gibbula umbilicalis	3,243	ns	SW=RS
Phorcus lineatus	0	ns	SW=RS
Nucella lapillus	-	-	-

Tabla. 2.321.- Resultados de la prueba χ^2 para los datos de presencia/ausencia de las especies del nivel medio de la localidad de O Vispón en otoño.

Especie	Prueba χ^2	Significación	Resultado
Littorina neritoides	4,444	p<0,05	**SW>RS**
Littorina saxatilis	0,173	ns	SW=RS
Littorina obtusata	-	-	-
Littorina littorea	1,026	ns	SW=RS
Patella vulgata	0,902	ns	SW=RS
Gibbula umbilicalis	-	-	-
Phorcus lineatus	4,444	p<0,05	**SW<RS**
Nucella lapillus	-	-	-

Tabla. 2.322.- Resultados de la prueba χ^2 para los datos de presencia/ausencia de las especies del nivel medio de la localidad de O Vispón en invierno.

Especie	Prueba χ^2	Significación	Resultado
Littorina neritoides	0,36	ns	SW=RS
Littorina saxatilis	0	ns	SW=RS
Littorina obtusata	-	-	-
Littorina littorea	2,105	ns	SW=RS
Patella vulgata	3,243	ns	SW=RS
Gibbula umbilicalis	1,558	ns	SW=RS
Phorcus lineatus	7,025	p<0,01	**SW<RS**
Nucella lapillus	1,026	ns	SW=RS

Tabla. 2.323.- Resultados de la prueba χ^2 para los datos de presencia/ausencia de las especies del nivel medio de la localidad de O Vispón en primavera.

Especie	Prueba χ^2	Significación	Resultado
Littorina neritoides	3,243	ns	SW=RS
Littorina saxatilis	26,67	p<0,01	**SW>RS**
Littorina obtusata	-	-	-
Littorina littorea	-	-	-
Patella vulgata	19,26	p<0,01	**SW>RS**
Gibbula umbilicalis	11,61	p<0,01	**SW>RS**
Phorcus lineatus	2,105	ns	SW=RS
Nucella lapillus	-	-	-

Tabla. 2.324.- Análisis PERMANOVA y prueba *a posteriori* para el nivel inferior de la localidad de O Vispón en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	Pseudo-F	P
Hábitat	1	9444,4	9444,4	2,1379	0,3357
Sitio (Ha)	2	8835,2	4417,6	1,1895	0,3616
Transecto (Si(Ha))	4	14855	3713,8	3,442	**0,0002**
Residuo	32	34527	1079		
Total	39	67662			

Prueba *a posteriori* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
P	0,8203	**0,0245**	**0,0237**	**0,0161**

Tabla. 2.325.- Análisis PERMANOVA para el nivel inferior de la localidad de O Vispón en otoño.

Fuente de variación	gl	SC	MC	Pseudo-F	P
Hábitat	1	5517,5	5517,5	2,4792	0,3294
Sitio (Ha)	2	4451,1	2225,5	1,6972	0,1775
Transecto (Si(Ha))	4	5245,3	1311,3	0,7573	0,7027
Residuo	32	55410	1731,6		
Total	39	70624			

Tabla. 2.326.- Análisis PERMANOVA para el nivel inferior de la localidad de O Vispón en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	Pseudo-F	P
Hábitat	1	11033	11033	3,5758	0,3357
Sitio (Ha)	2	6170,7	3085,4	1,3156	0,3478
Transecto (Si(Ha))	4	9381,2	2345,3	1,5527	0,0824
Residuo	32	48335	1510,5		
Total	39	74919			

Tabla. 2.327.- Análisis PERMANOVA y prueba *a posteriori* para el nivel inferior de la localidad de O Vispón en primavera.

Fuente de variación	gl	SC	MC	Pseudo-F	P
Hábitat	1	12798	12798	1,5383	0,6645
Sitio (Ha)	2	16639	8319,4	2,7011	**0,0394**
Transecto (Si(Ha))	4	12320	3080	2,3167	**0,0051**
Residuo	32	42543	1329,5		
Total	39	84300			

Prueba *a posteriori* para la comparación entre los dos sitios de cada hábitat.

	ART	NAT
P	0,3327	0,3254

Prueba *a posteriori* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
P	0,8842	0,6040	**0,0177**	0,0912

Tabla. 2.328.- Análisis ANOVA del número de especies en el nivel inferior de la localidad de O Vispón en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	3,0250	3,0250	7,12	0,1165
Sitio (Ha)	2	0,8500	0,4250	0,52	0,6323
Transecto (Si(Ha))	4	3,3000	0,8250	1,40	0,2549
Residuo	32	18,8000	0,5875		
Total	39	25,9750			
Test de Cochran	0,3617				

Tabla. 2.329.- Análisis ANOVA del número de especies en el nivel inferior de la localidad de O Vispón en otoño.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	7,2250	7,2250	5,45	0,1446
Sitio (Ha)	2	2,6500	1,3250	1,61	0,3076
Transecto (Si(Ha))	4	3,3000	0,8250	0,92	0,4662
Residuo	32	28,8000	0,9000		
Total	39	41,9750			
Test de Cochran	0,3194				

Tabla. 2.330.- Análisis ANOVA del número de especies en el nivel inferior de la localidad de O Vispón en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	7,2250	7,2250	5,90	0,1358
Sitio (Ha)	2	2,4500	1,2250	5,44	0,0722
Transecto (Si(Ha))	4	0,9000	0,2250	0,32	0,8653
Residuo	32	22,8000	0,7125		
Total	39	33,3750			
Test de Cochran	0,4035				

Tabla. 2.331.- Análisis ANOVA del número de especies en el nivel inferior de la localidad de O Vispón en primavera.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	13,2250	13,2250	4,85	0,1585
Sitio (Ha)	2	5,4500	2,7250	12,11	**0,0201**
Transecto (Si(Ha))	4	0,9000	0,2250	0,31	0,8689
Residuo	32	23,2000	0,7250		
Total	39	42,7750			
Test de Cochran	0,3966				

Tabla. 2.332.- Análisis ANOVA y prueba SNK del número de individuos en el nivel inferior de la localidad de O Vispón en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	52,9000	52,9000	1,75	0,3170
Sitio (Ha)	2	60,5000	30,2500	0,62	0,5825
Transecto (Si(Ha))	4	195,0000	48,7500	4,51	**0,0053**
Residuoiduo	32	345,6000	10,8000		
Total	39	654,0000			
Test de Cochran	0,2639				

Prueba *SNK* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
Media	-	**	**	-

Tabla. 2.333.- Análisis ANOVA del número de individuos en el nivel inferior de la localidad de O Vispón en otoño.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	67,6000	67,6000	13,39	0,0673
Sitio (Ha)	2	10,1000	5,0500	0,64	0,5760
Transecto (Si(Ha))	4	31,8000	7,9500	0,83	0,5185
Residuoiduo	32	308,0000	9,6250		
Total	39	417,5000			
Test de Cochran	0,3987				

Tabla. 2.334.- Análisis ANOVA y prueba SNK del número de individuos en el nivel inferior de la localidad de O Vispón en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	184,9000	184,9000	5,69	0,1398
Sitio (Ha)	2	65,0000	32,5000	0,91	0,4739
Transecto (Si(Ha))	4	143,6000	35,9000	2,95	**0,0350**
Residuoiduo	32	389,6000	12,1750		
Total	39	783,1000			
Test de Cochran	0,5749				

Prueba *SNK* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
Media	*	-	-	*

Tabla. 2.335.- Análisis ANOVA y prueba SNK del número de individuos en el nivel inferior de la localidad de O Vispón en primavera.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	52,9000	52,9000	1,69	0,3229
Sitio (Ha)	2	62,5000	31,2500	0,60	0,5900
Transecto (Si(Ha))	4	207,0000	51,7500	5,68	**0,0014**
Residuoiduo	32	291,6000	9,1125		
Total	39	614,0000			
Test de Cochran	0,3388				

Prueba *SNK* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
Media	-	-	**	-

Tabla. 2.336.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *L. littorea* en el nivel inferior de la localidad de O Vispón en otoño.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	21,0250	21,0250	17,16	0,0536
Sitio (Ha)	2	2,4500	1,2250	0,55	0,6149
Transecto (Si(Ha))	4	8,9000	2,2250	1,16	0,3485
Residuo	32	61,6000	1,9250		
Total	39	93,9750			
Test de Cochran	0,4740				

Tabla. 2.337.- Análisis ANOVA y prueba SNK de la abundancia de la especie *L. littorea* en el nivel inferior de la localidad de O Vispón en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	28,9000	28,9000	4,52	0,1675
Sitio (Ha)	2	12,8000	6,4000	1,27	0,3747
Transecto (Si(Ha))	4	20,2000	5,0500	4,59	**0,0048**
Residuo	32	35,2000	1,1000		
Total	39	97,1000			
Test de Cochran	0,7159				

Prueba *SNK* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
Media	**	**	-	-

Tabla. 2.338.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *L. littorea* en el nivel inferior de la localidad de O Vispón en primavera.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	0,2250	0,2250	9,00	0,0955
Sitio (Ha)	2	0,0500	0,0250	0,20	0,8264
Transecto (Si(Ha))	4	0,5000	0,1250	2,00	0,1182
Residuo	32	2,0000	0,0625		
Total	39	2,7750			
Test de Cochran	0,6000				

Tabla. 2.339.- Análisis ANOVA y prueba SNK de la abundancia de la especie *G. umbilicalis* en el nivel inferior de la localidad de O Vispón en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	12,1000	12,1000	0,74	0,4791
Sitio (Ha)	2	32,5000	16,2500	0,61	0,5873
Transecto (Si(Ha))	4	106,6000	26,6500	3,48	**0,0181**
Residuo	32	245,2000	7,6625		
Total	39	396,4000			
Test de Cochran	0,2806				

Prueba *SNK* para la comparación entre los dos transectos de cada sitio.

	ART1	ART2	NAT1	NAT2
Media	-	-	-	**

Tabla. 2.340.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *G. umbilicalis* en el nivel inferior de la localidad de O Vispón en otoño.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	0,4000	0,4000	0,04	0,8617
Sitio (Ha)	2	20,5000	10,2500	2,97	0,1619
Transecto (Si(Ha))	4	13,8000	3,4500	0,49	0,7416
Residuo	32	224,4000	7,0125		
Total	39	259,1000			
Test de Cochran	0,2549				

Tabla. 2.341.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *G. umbilicalis* en el nivel inferior de la localidad de O Vispón en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	24,0250	24,0250	1,98	0,2945
Sitio (Ha)	2	24,2500	12,1250	0,73	0,5370
Transecto (Si(Ha))	4	66,5000	16,6250	2,05	0,1105
Residuo	32	259,2000	8,1000		
Total	39	373,9750			
Test de Cochran	0,5278				

Tabla. 2.342.- Análisis ANOVA y prueba SNK de la abundancia de la especie *G. umbilicalis* en el nivel inferior de la localidad de O Vispón en primavera.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	6,4000	6,4000	0,11	0,7733
Sitio (Ha)	2	118,1000	59,0500	18,17	**0,0098**
Transecto (Si(Ha))	4	13,0000	3,2500	0,71	0,5909
Residuo	32	146,4000	4,5750		
Total	39	283,9000			
Test de Cochran	0,5109				

Prueba *SNK* para la comparación entre los sitios de cada hábitat.

	ART	NAT
Media	*	**

Tabla. 2.343.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *P. lineatus* en el nivel inferior de la localidad de O Vispón en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	38,0250	38,0250	1521,00	**0,0007**
Sitio (Ha)	2	0,0500	0,0250	0,01	0,9948
Transecto (Si(Ha))	4	19,3000	4,8250	4,89	**0,0034**
Residuo	32	31,6000	0,9875		
Total	39	88,9750			
Test de Cochran	0,4684				

Tabla. 2.344.- Análisis ANOVA de la especie *P. lineatus* en el nivel inferior de la localidad de O Vispón en otoño.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	2,0250	2,0250	81,00	**0,0121**
Sitio (Ha)	2	0,0500	0,0250	0,04	0,9612
Transecto (Si(Ha))	4	2,5000	0,6250	3,13	**0,0281**
Residuo	32	6,4000	0,2000		
Total	39	10,9750			
Test de Cochran	0,5000				

Tabla. 2.345.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *P. lineatus* en el nivel inferior de la localidad de O Vispón en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	3,6000	3,6000	2,25	0,2724
Sitio (Ha)	2	3,2000	1,6000	0,64	0,5739
Transecto (Si(Ha))	4	10,0000	2,5000	4,55	**0,0051**
Residuo	32	17,6000	0,5500		
Total	39	34,4000			
Test de Cochran	0,9091				

Tabla. 2.346.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *P. lineatus* en el nivel inferior de la localidad de O Vispón en primavera.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	38,0250	38,0250	1521,00	**0,0007**
Sitio (Ha)	2	0,0500	0,0250	0,01	0,9948
Transecto (Si(Ha))	4	19,3000	4,8250	4,89	**0,0034**
Residuo	32	31,6000	0,9875		
Total	39	88,9750			
Test de Cochran	0,4684				

Tabla. 2.347.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *P. vulgata* en el nivel inferior de la localidad de O Vispón en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	8,1000	8,1000	0,70	0,4913
Sitio (Ha)	2	23,2000	11,6000	3,46	0,1340
Transecto (Si(Ha))	4	13,4000	3,3500	1,75	0,1631
Residuo	32	61,2000	1,9125		
Total	39	105,9000			
Test de Cochran	0,3137				

Tabla. 2.348.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *P. vulgata* en el nivel inferior de la localidad de O Vispón en otoño.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	9,0250	9,0250	3,31	0,2104
Sitio (Ha)	2	5,4500	2,7250	1,79	0,2789
Transecto (Si(Ha))	4	6,1000	1,5250	0,51	0,7314
Residuo	32	96,4000	3,0125		
Total	39	116,9750			
Test de Cochran	0,1950				

Tabla. 2.349.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *P. vulgata* en el nivel inferior de la localidad de O Vispón en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	1,2250	1,2250	0,21	0,6915
Sitio (Ha)	2	11,6500	5,8250	1,29	0,3702
Transecto (Si(Ha))	4	18,1000	4,5250	1,96	0,1250
Residuo	32	74,0000	2,3125		
Total	39	104,9750			
Test de Cochran	0,3351				

Tabla. 2.350.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *P. vulgata* en el nivel inferior de la localidad de O Vispón en primavera.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	8,1000	8,1000	4,76	0,1607
Sitio (Ha)	2	3,4000	1,7000	5,67	0,0681
Transecto (Si(Ha))	4	1,2000	0,3000	0,21	0,9327
Residuo	32	46,4000	1,4500		
Total	39	59,1000			
Test de Cochran	0,1983				

Tabla. 2.351.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *N. lapillus* en el nivel inferior de la localidad de O Vispón en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	0,0250	0,0250	1,00	0,4226
Sitio (Ha)	2	0,0500	0,0250	0,33	0,7347
Transecto (Si(Ha))	4	0,3000	0,0750	1,00	0,4219
Residuo	32	2,4000	0,0750		
Total	39	2,7750			
Test de Cochran	0,3333				

Tabla. 2.352.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *N. lapillus* en el nivel inferior de la localidad de O Vispón en otoño.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	1,2250	1,2250	5,44	0,1448
Sitio (Ha)	2	0,4500	0,2250	0,53	0,6252
Transecto (Si(Ha))	4	1,7000	0,4250	1,13	0,3584
Residuo	32	12,0000	0,3750		
Total	39	15,3750			
Test de Cochran	0,3333				

Tabla. 2.353.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *N. lapillus* en el nivel inferior de la localidad de O Vispón en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	1,6000	1,6000	4,00	0,1835
Sitio (Ha)	2	0,8000	0,4000	0,80	0,5102
Transecto (Si(Ha))	4	2,0000	0,5000	1,21	0,3249
Residuo	32	13,2000	0,4125		
Total	39	17,6000			
Test de Cochran	0,5152				

Tabla. 2.354.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *N. lapillus* en el nivel inferior de la localidad de O Vispón en primavera.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	1	0,4000	0,4000	0,50	0,5528
Sitio (Ha)	2	1,6000	0,8000	0,89	0,4793
Transecto (Si(Ha))	4	3,6000	0,9000	2,25	0,0856
Residuo	32	12,8000	0,4000		
Total	39	18,4000			
Test de Cochran	0,5313				

Tabla. 2.355.- Resultados de la prueba χ^2 para los datos de presencia/ausencia de las especies del nivel inferior de la localidad de O Vispón en verano.

Especie	Prueba χ^2	Significación	Resultado
Littorina neritoides			
Littorina saxatilis	1,558	ns	SW=RS
Littorina obtusata	2,105	ns	SW=RS
Littorina littorea	-	-	-
Patella vulgata	2,5	ns	SW=RS
Gibbula umbilicalis	0,173	ns	SW=RS
Phorcus lineatus	29,57	p<0,01	**SW<RS**
Nucella lapillus	0,36	ns	SW=RS
Nassarius reticulatus	-	-	-
Mimachlamys varia	1,026	ns	SW=RS
Ocenebra erinaceus	1,026	ns	SW=RS

Tabla. 2.356.- Resultados de la prueba χ^2 para los datos de presencia/ausencia de las especies del nivel inferior de la localidad de O Vispón en otoño.

Especie	Prueba χ^2	Significación	Resultado
Littorina neritoides	1,026	ns	SW=RS
Littorina saxatilis	1,111	ns	SW=RS
Littorina obtusata	1,026	ns	SW=RS
Littorina littorea	17,14	p<0,02	**SW<RS**
Patella vulgata	3,584	ns	SW=RS
Gibbula umbilicalis	0,229	ns	SW=RS
Phorcus lineatus	8,845	p<0,01	**SW<RS**
Nucella lapillus	2,849	ns	SW=RS
Nassarius reticulatus	-	-	-
Mimachlamys varia	1,026	ns	SW=RS
Ocenebra erinaceus	1,026	ns	SW=RS

Tabla. 2.357.- Resultados de la prueba χ^2 para los datos de presencia/ausencia de las especies del nivel inferior de la localidad de O Vispón en invierno.

Especie	Prueba χ^2	Significación	Resultado
Littorina neritoides	-	-	-
Littorina saxatilis	-	-	-
Littorina obtusata	-	-	-
Littorina littorea	21,54	p<0,01	**SW<RS**
Patella vulgata	1,558	ns	SW=RS
Gibbula umbilicalis	5,714	p<0,05	**SW<RS**
Phorcus lineatus	-	-	-
Nucella lapillus	2,849	ns	SW=RS
Nassarius reticulatus	1,026	ns	SW=RS
Mimachlamys varia	1,026	ns	SW=RS
Ocenebra erinaceus	1,026	ns	SW=RS

Tabla. 2.358.- Resultados de la prueba χ^2 para los datos de presencia/ausencia de las especies del nivel inferior de la localidad de O Vispón en primavera.

Especie	Prueba χ^2	Significación	Resultado
Littorina neritoides	1,026	ns	SW=RS
Littorina saxatilis	8,485	p<0,01	**SW<RS**
Littorina obtusata	2,105	ns	SW=RS
Littorina littorea	3,243	ns	SW=RS
Patella vulgata	1,905	ns	SW=RS
Gibbula umbilicalis	0,625	ns	SW=RS
Phorcus lineatus	21,54	p<0,01	**SW<RS**
Nucella lapillus	2,5	ns	SW=RS
Nassarius reticulatus	-	-	-
Ocenebra erinaceus	1,026	ns	SW=RS
Tecturea virginea	-	-	-

Capítulo 3

Tabla. 3.2.- Análisis PERMANOVA de la localidad de A Palma en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	Pseudo-F	P
Hábitat	2	18703	9351,5	4,9728	0,0662
Sitio (Ha)	3	5641,5	1880,5	1,1514	0,31
Residuo	24	39198	1633,2		
Total	29	63542			

Tabla. 3.3.- Análisis PERMANOVA de la localidad de A Palma en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	Pseudo-F	P
Hábitat	2	5442,6	2721,3	0,74071	0,5293
Sitio (Ha)	3	11022	3673,9	2,1483	0,0594
Residuo	24	41043	1710,1		
Total	29	57507			

Tabla. 3.4.- Análisis ANOVA y prueba SNK del número de especies de la localidad de A Palma en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	2	106,0667	53,0333	21,50	**0,0167**
Sitio (Ha)	3	7,4000	2,4667	0,76	0,5281
Residuo	24	78,0000	3,2500		
Total	29	191,4667			
Test de Cochran	0,3231				

Prueba *SNK* para la comparación entre los tres hábitats.

	ART	NATV	NATH
Media	*	*	*

Tabla. 3.5.- Análisis ANOVA del número de especies de la localidad de A Palma en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	2	6,0667	3,0333	15,17	**0,0270**
Sitio (Ha)	3	0,6000	0,2000	0,27	0,8487
Residuo	24	18,0000	0,7500		
Total	29	24,6667			
Test de Cochran	0,4889				

Tabla. 3.6.- Análisis ANOVA y prueba SNK del número de individuos de la localidad de A Palma en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	2	177787,4667	88893,7333	17,41	**0,0223**
Transecto (Ha)	3	15314,0000	5104,6667	0,40	0,7509
Residuo	24	302618,4000	12609,1000		
Total	29	495719,8667			
Test de Cochran	0,3957				

Prueba *SNK* para la comparación entre los tres hábitats.

	ART	NATV	NATH
Media	*	-	-

Tabla. 3.7.- Análisis ANOVA del número de individuos de la localidad de A Palma en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	2	6,0667	3,0333	15,17	**0,0270**
Transecto (Ha)	3	0,6000	0,2000	0,27	0,8487
Residuo	24	18,0000	0,7500		
Total	29	24,6667			
Test de Cochran	0,4889				

Tabla. 3.8.- Análisis ANOVA y prueba SNK de la abundancia de la especie *C. trifasciata* en la localidad de A Palma en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	2	1034,8667	517,4333	0,04	0,9605
Sitio (Ha)	3	38032,2000	12677,4000	5,45	**0,0053**
Residuo	24	55826,8000	2326,1167		
Total	29	94893,8667			
Test de Cochran	0,5611				

Prueba *SNK* para la comparación entre los dos sitios de cada hábitat.

	ART	NATV	NATH
Media	-	*	**

Tabla. 3.9.- Análisis ANOVA y prueba SNK de la abundancia de la especie *L. saxatilis* en la localidad de A Palma en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	2	677,4000	338,7000	0,79	0,5313
Sitio (Ha)	3	1291,8000	430,6000	7,17	**0,0013**
Residuo	24	1442,0000	60,0833		
Total	29	3411,2000			
Test de Cochran	0,9273				

Prueba *SNK* para la comparación entre los dos sitios de cada hábitat.

	ART	NATV	NATH
Media	**	-	-

Tabla. 3.10.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *L.adansoni* en la localidad de A Palma en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	2	67,4000	33,7000	2,54	0,2262
Sitio (Ha)	3	39,8000	13,2667	1,04	0,3948
Residuo	24	307,6000	12,8167		
Total	29	414,8000			
Test de Cochran	0,3927				

Tabla. 3.11.- Análisis ANOVA de la especie *L.adansoni* en la localidad de A Palma en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	2	1,2667	0,6333	1,90	0,2930
Sitio (Ha)	3	1,0000	0,3333	2,22	0,1116
Residuo	24	3,6000	0,1500		
Total	29	5,8667			
Test de Cochran	0,3333				

Tabla. 3.12.- Análisis ANOVA y prueba SNK de la abundancia de la especie *N. lapillus* en la localidad de A Palma en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	2	481,8667	240,9333	1,22	0,4102
Sitio (Ha)	3	593,9000	197,9667	18,19	**0,0000**
Residuo	24	261,2000	10,8833		
Total	29	1336,9667			
Test de Cochran	0,9541				

Prueba *SNK* para la comparación entre los dos sitios de cada hábitat.

	ART	NATV	NATH
Media	**	-	-

Tabla. 3.13.- Resultados de la prueba χ^2 para los datos de presencia/ausencia de las especies de la localidad de A Palma en verano.

Especie	Prueba χ^2	Significación	Resultado
Cingula trifasciata	-	-	-
Littorina saxatilis	1,25	ns	-
Gibbula umbilicalis	3,75	ns	-
Nucella lapillus	14,06	**p<0,01**	**NATV=NATH>ART**
Lasaea adansoni	12,38	**p<0,01**	**NATV=NATH>ART**

Tabla. 3.14.- Resultados de la prueba χ^2 para los datos de presencia/ausencia de las especies de la localidad de A Palma en verano.

Especie	Prueba χ^2	Significación	Resultado
Cingula trifasciata	-	-	-
Littorina saxatilis	-	-	-
Gibbula umbilicalis	-	-	-
Nucella lapillus	-	-	-
Lasaea adansoni	6,47	**p<0,05**	**NATV=NATH>ART**

Tabla. 3.15.- Análisis PERMANOVA de la localidad de San Felipe en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	Pseudo-F	P
Hábitat	2	4251,9	2125,9	0,75559	0,75559
Sitio (Ha)	3	8499,4	2833,1	2,014	2,014
Residuo	21	29542	1406,7		
Total	26	42397			

Tabla. 3.16.- Análisis PERMANOVA de la localidad de San Felipe en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	Pseudo-F	P
Hábitat	2	5885,4	2942,7	1,5031	0,2736
Sitio (Ha)	3	5873,1	1957,7	1,3502	0,1892
Residuo	24	34799	1450		
Total	29	46558			

Tabla. 3.17.- Análisis ANOVA del número de especies de la localidad de San Felipe en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	2	28,4667	14,2333	6,47	0,0817
Sitio (Ha)	3	6,6000	2,2000	0,46	0,7128
Residuo	24	114,8000	4,7833		
Total	29	149,8667			
Test de Cochran	0,4808				

Tabla. 3.18.- Análisis ANOVA del número de especies de la localidad de San Felipe en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	2	6,4667	3,2333	1,56	0,3424
Sitio (Ha)	3	6,2000	2,0667	1,20	0,3296
Residuo	24	41,2000	1,7167		
Total	29	53,8667			
Test de Cochran	0,3398				

Tabla. 3.19.- Análisis ANOVA del número de individuos de la localidad de San Felipe en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	2	893,6	446,8	0,04	0,9657
Transecto (Ha)	3	37945,6	12648,5333	3,00	0,0504
Residuo	24	101180,8	4215,8667		
Total	29	140020			
Test de Cochran	0,5042				

Tabla. 3.20.- Análisis ANOVA del número de individuos de la localidad de San Felipe en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	2	1302,4667	651,2333	0,09	0,9171
Transecto (Ha)	3	21934,6000	7311,5333	2,65	0,0717
Residuo	24	66192,4000	2758,0167		
Total	29	89429,4667			
Test de Cochran	0,4462				

Tabla. 3.21.- Análisis ANOVA y prueba SNK de la abundancia de la especie *C. trifasciata* en la localidad de San Felipe en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	2	810,6000	405,3000	0,05	0,9533
Sitio (Ha)	3	25002,6000	8334,2000	3,41	**0,0337**
Residuo	24	58680,0000	2445,0000		
Total	29	84493,2000			
Test de Cochran	0,3777				

Prueba *SNK* para la comparación entre los dos sitios de cada hábitat.

	ART	NATV	NATH
Media	-	-	**

Tabla. 3.22.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *C. trifasciata* en la localidad de San Felipe en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	2	10281,6667	5140,8333	1,71	0,3197
Sitio (Ha)	3	9027,7000	3009,2333	1,40	0,2658
Residuo	24	51427,6000	2142,8167		
Total	29	70736,9667			
Test de Cochran	0,5081				

Tabla. 3.23.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *L. saxatilis* en la localidad de San Felipe en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	2	642,0667	321,0333	1,05	0,4512
Sitio (Ha)	3	917,3000	305,7667	1,74	0,1866
Residuo	24	4229,6000	176,2333		
Total	29	5788,9667			
Test de Cochran	0,5463				

Tabla. 3.24.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *L. saxatilis* en la localidad de San Felipe en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	2	0,8000	0,4000	0,75	0,5443
Sitio (Ha)	3	1,6000	0,5333	2,91	0,0552
Residuo	24	4,4000	0,1833		
Total	29	6,8000			
Test de Cochran	0,6364				

Tabla. 3.25.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *L. adansoni* en la localidad de San Felipe en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	2	1661,6667	830,8333	1,30	0,3928
Sitio (Ha)	3	1922,5000	640,8333	0,62	0,6069
Residuo	24	24677,2000	1028,2167		
Total	29	28261,3667			
Test de Cochran	0,5239				

Tabla. 3.26.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *L. adansoni* en la localidad de San Felipe en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	2	4953,8667	2476,9333	2,33	0,2454
Sitio (Ha)	3	3194,0000	1064,6667	1,73	0,1872
Residuo	24	14751,6000	614,6500		
Total	29	22899,4667			
Test de Cochran	0,5859				

Tabla. 3.27.- Análisis ANOVA y prueba SNK de la abundancia de la especie *N. lapillus* en la localidad de San Felipe en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	2	82,0667	41,0333	0,76	0,5404
Sitio (Ha)	3	161,8000	53,9333	10,27	**0,0002**
Residuo	24	126,0000	5,2500		
Total	29	369,8667			
Test de Cochran	0,8794				

Prueba *SNK* para la comparación entre los dos sitios de cada hábitat.

	ART	NATV	NATH
Media	**	-	-

Tabla. 3.28.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *N. lapillus* en la localidad de San Felipe en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	2	4,8667	2,4333	7,30	0,0704
Sitio (Ha)	3	1,0000	0,3333	0,38	0,7650
Residuo	24	20,8000	0,8667		
Total	29	26,6667			
Test de Cochran	0,6154				

Tabla. 3.29.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *G. umbilicalis* en la localidad de San Felipe en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	2	1,6667	0,8333	12,50	0,0351
Sitio (Ha)	3	0,2000	0,0667	0,27	0,8487
Residuo	24	6,0000	0,2500		
Total	29	7,8667			
Test de Cochran	0,5333				

Tabla. 3.30.- Resultados de la prueba χ^2 para los datos de presencia/ausencia de las especies de la localidad de San Felipe en verano.

Especie	Prueba χ^2	Significación	Resultado
Cingula trifasciata	**9,23**	**p<0,01**	**ART=NATV>NATH**
Littorina saxatilis	**7,5**	**p<0,05**	**ART=NATV>NATH**
Gibbula umbilicalis	3,8	ns	-
Nucella lapillus	2,6	ns	-
Lasaea adansoni	2,38	ns	-

Tabla. 3.31.- Resultados de la prueba χ^2 para los datos de presencia/ausencia de las especies de la localidad de San Felipe en invierno.

Especie	Prueba χ^2	Significación	Resultado
Cingula trifasciata	-	-	-
Littorina saxatilis	4,03	ns	-
Gibbula umbilicalis	5,96	ns	-
Nucella lapillus	3,36	ns	-
Lasaea adansoni	6,24	**p<0,05**	**ART=NATV>NATH**

Tabla. 3.32.- Análisis PERMANOVA y prueba a *posteriori* de la localidad de A Redonda en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	Pseudo-F	P
Hábitat	2	8397,1	4198,6	0,6064	0,7992
Sitio (Ha)	3	20771	6923,7	4,4873	**0,0003**
Residuo	24	37031	1543		
Total	29	66199			

Prueba *a posteriori* para la comparación entre los dos Sitios de cada hábitat.

	ART	NATH	NATV
P	**0,0074**	0,1208	**0,0244**

Tabla. 3.33.- Análisis PERMANOVA y prueba *a posteriori* de la localidad de A Redonda en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	Pseudo-F	P
Hábitat	2	20240	10120	2,9484	0,2211
Sitio (Ha)	3	11154	3717,9	2,842	**0,0115**
Residuo	13	17007	1308,2		
Total	18	48659			

Prueba *a posteriori* para la comparación entre los dos Sitios de cada hábitat.

	ART	NATH	NATV
P	0,0697	1	0,9974

Tabla. 3.34.- Análisis ANOVA y prueba SNK del número de especies de la localidad de A Redonda en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	2	20,6000	10,3000	0,87	0,5026
Sitio (Ha)	3	35,4000	11,8000	6,00	**0,0034**
Residuo	24	47,2000	1,9667		
Total	29	103,2000			
Test de Cochran	0,3644				

Prueba *SNK* para la comparación entre los dos sitios de cada hábitat.

	ART	NATV	NATH
Media	**	-	*

Tabla. 3.35.- Análisis ANOVA del número de especies de la localidad de A Redonda en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	2	16,4667	8,2333	17,64	**0,0219**
Sitio (Ha)	3	1,4000	0,4667	1,40	0,2671
Residuo	24	8,0000	0,3333		
Total	29	25,8667			
Test de Cochran	0,4000				

Tabla. 3.36.- Análisis ANOVA y prueba SNK del número de individuos de la localidad de A Redonda en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	2	7551,2000	3775,6000	0,28	0,7722
Transecto (Ha)	3	40154,4000	13384,8000	4,73	**0,0099**
Residuo	24	67898,4000	2829,1000		
Total	29	115604,0000			
Test de Cochran	0,5573				

Prueba *SNK* para la comparación entre los dos Transectos de cada hábitat.

	ART	NATV	NATH
Media	-	**	*

Tabla. 3.37.- Análisis ANOVA y prueba SNK del número de individuos de la localidad de A Redonda en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	2	26593,8667	13296,9333	18,19	**0,0210**
Transecto (Ha)	3	2193,1000	731,0333	1,15	0,3494
Residuo	24	15264,0000	636,0000		
Total	29	44050,9667			
Test de Cochran	0,6956				

Prueba *SNK* para la comparación entre los tres hábitats.

	ART	NATV	NATH
Media	-	*	-

Tabla. 3.38.- Análisis ANOVA y prueba SNK de la abundancia de la especie *C. trifasciata* en la localidad de A Redonda en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	2	90910,8667	45455,4333	25,80	**0,0129**
Sitio (Ha)	3	5285,3000	1761,7667	0,19	0,9048
Residuo	24	227240,8000	9468,3667		
Total	29	323436,9667			
Test de Cochran	0,4692				

Prueba *SNK* para la comparación entre los tres hábitats.

	ART	NATV	NATH
Media	-	*	*

Tabla. 3.39.- Análisis ANOVA y prueba SNK de la abundancia de la especie *C. trifasciata* en la localidad de A Redonda en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	2	21301,2667	10650,6333	15,19	**0,0269**
Sitio (Ha)	3	2102,9000	700,9667	1,25	0,3147
Residuo	24	13489,2000	562,0500		
Total	29	36893,3667			
Test de Cochran	0,7337				

Prueba *SNK* para la comparación entre los tres hábitats.

	ART	NATV	NATH
Media	-	-	*

Tabla. 3.40.- Análisis ANOVA y prueba SNK de la abundancia de la especie *L. saxatilis* en la localidad de A Redonda en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	2	310,4000	155,2000	4,83	0,1152
Sitio (Ha)	3	96,3000	32,1000	2,72	0,0671
Residuo	24	283,6000	11,8167		
Total	29	690,3000			
Test de Cochran	0,7645				

Tabla. 3.41.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *L. adansoni* en la localidad de A Redonda en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	2	19043,2667	9521,6333	1,13	0,4312
Sitio (Ha)	3	25324,1000	8441,3667	2,86	0,0580
Residuo	24	70845,6000	2951,9000		
Total	29	115212,9667			
Test de Cochran	0,9259				

Tabla. 3.42.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *L. adansoni* en la localidad de A Redonda en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	2	295,2667	147,6333	316,36	**0,0003**
Sitio (Ha)	3	1,4000	0,4667	0,06	0,9816
Residuo	24	196,0000	8,1667		
Total	29	492,6667			
Test de Cochran	0,6673				

Tabla. 3.43.- Análisis ANOVA y prueba SNK de la abundancia de la especie *N. lapillus* en la localidad de A Redonda en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	2	26,6000	13,3000	0,20	0,8255
Sitio (Ha)	3	195,0000	65,0000	4,39	**0,0135**
Residuo	24	355,6000	14,8167		
Total	29	577,2000			
Test de Cochran	0,3566				

Prueba *SNK* para la comparación entre los dos sitios de cada hábitat.

	ART	NATV	NATH
Media	**	-	-

Tabla. 3.44.- Resultados de la prueba χ^2 para los datos de presencia/ausencia de las especies de la localidad deA Redonda en verano.

Especie	Prueba χ^2	Significación	Resultado
Cingula trifasciata	-	ns	-
Littorina saxatilis	**18,37**	**p<0,01**	**ART=NATH>NATV**
Gibbula umbilicalis	3,73	ns	-
Nucella lapillus	1,25	ns	-
Lasaea adansoni	1,9	ns	-

Tabla. 3.45.- Resultados de la prueba χ^2 para los datos de presencia/ausencia de las especies de la localidad deA Redonda en invierno.

Especie	Prueba χ^2	Significación	Resultado
Cingula trifasciata	20,35	**p<0,01**	**NATV>ART>NATH**
Littorina saxatilis	-	-	-
Gibbula umbilicalis	-	-	-
Nucella lapillus	-	-	-
Lasaea adansoni	13,12	**p<0,01**	**NATV>ART=NATH**

Tabla. 3.46.- Análisis PERMANOVA y prueba a *posteriori* de la localidad de A Cetarea en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	Pseudo-F	P
Hábitat	2	6702,6	3351,3	0,67594	0,5991
Sitio (Ha)	3	14874	4958	3,3501	**0,0014**
Residuo	24	35519	1480		
Total	29	57096			

Prueba *a posteriori* para la comparación entre los dos Sitios de cada hábitat.

	ART	NATH	NATV
P	0,0623	**0,0081**	**0,014**

Tabla. 3.47.- Análisis PERMANOVA de la localidad de A Cetarea en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	Pseudo-F	P	P(MC)
Hábitat	2	32225	16113	10,067	0,1972	0,0014
Sitio (Ha)	3	4801,5	1600,5	1,8269	0,0905	0,0985
Residuo	24	21025	876,06			
Total	29	58052				

Tabla. 3.48.- Análisis ANOVA del número de especies de la localidad de A Cetarea en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	2	9,6000	4,8000	1,09	0,4405
Sitio (Ha)	3	13,2000	4,4000	0,58	0,6345
Residuo	24	182,4000	7,6000		
Total	29	205,2000			
Test de Cochran	0,4276				

Tabla. 3.49.- Análisis ANOVA del número de especies de la localidad de A Cetarea en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	2	6,0667	3,0333	10,11	**0,0464**
Sitio (Ha)	3	0,9000	0,3000	0,40	0,7542
Residuo	24	18,0000	0,7500		
Total	29	24,9667			
Test de Cochran	0,3778				

Tabla. 3.50.- Análisis ANOVA y prueba SNK del número de individuos de la localidad de A Cetarea en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	2	20986,0667	10493,0333	0,33	0,7417
Transecto (Ha)	3	95216,6	31738,8667	4,39	**0,0134**
Residuo	24	173445,2	7226,8833		
Total	29	289647,8667			
Test de Cochran	0,3220				

Prueba *SNK* para la comparación entre los dos Transectos de cada hábitat.

	ART	NATV	NATH
Media	*	-	-

Tabla. 3.51.- Análisis ANOVA y prueba SNK del número de individuos de la localidad de A Cetarea en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	2	43872,8667	21936,4333	8,12	0,0616
Transecto (Ha)	3	8108,6000	2702,8667	3,93	**0,0206**
Residuo	24	16518,4000	688,2667		
Total	29	68499,8667			
Test de Cochran	0,4811				

Prueba *SNK* para la comparación entre los dos Transectos de cada hábitat.

	ART	NATV	NATH
Media	*	-	-

Tabla. 3.52.- Análisis ANOVA y prueba SNK de la abundancia de la especie *C. trifasciata* en la localidad de A Cetarea en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	2	6309,8000	3154,9000	0,13	0,8860
Sitio (Ha)	3	75087,8000	25029,2667	3,59	**0,0284**
Residuo	24	167411,6000	6975,4833		
Total	29	248809,2000			
Test de Cochran	0,3245				

Prueba *SNK* para la comparación entre los dos sitios de cada hábitat.

	ART	NATV	NATH
Media	-	-	*

Tabla. 3.53.- Análisis ANOVA y prueba SNK de la abundancia de la especie *C. trifasciata* en la localidad de A Cetarea en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	2	32206,0667	16103,0333	9,98	0,0473
Sitio (Ha)	3	4842,5000	1614,1667	2,47	0,0863
Residuo	24	15681,6000	653,4000		
Total	29	52730,1667			
Test de Cochran	0,4104				

Prueba *SNK* para la comparación entre los dos sitios de cada hábitat.

	ART	NATV	NATH
Media	-	-	-

Tabla. 3.54.- Análisis ANOVA y prueba SNK de la abundancia de la especie *L. saxatilis* en la localidad de A Cetarea en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	2	147,4667	73,7333	1,26	0,4006
Sitio (Ha)	3	175,5000	58,5000	3,84	**0,0224**
Residuo	24	366,0000	15,2500		
Total	29	688,9667			
Test de Cochran	0,5989				

Prueba *SNK* para la comparación entre los dos sitios de cada hábitat.

	ART	NATV	NATH
Media	-	**	-

Tabla. 3.55.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *L. adansoni* en la localidad de A Cetarea en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	2	15,2667	7,6333	3,09	0,1865
Sitio (Ha)	3	7,4000	2,4667	0,34	0,7936
Residuo	24	172,0000	7,1667		
Total	29	194,6667			
Test de Cochran	0,3535				

Tabla. 3.56.- Análisis ANOVA de la abundancia de la especie *L. adansoni* en la localidad de A Cetarea en invierno.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	2	950,6000	475,3000	2,08	0,2708
Sitio (Ha)	3	684,2000	228,0667	1,87	0,1616
Residuo	24	2927,2000	121,9667		
Total	29	4562,0000			
Test de Cochran	0,5298				

Tabla. 3.57.- Análisis ANOVA de la especie *N. lapillus* en la localidad de A Cetarea en verano.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F-Ratio	P
Hábitat	2	291,8000	145,9000	1,91	0,2915
Sitio (Ha)	3	228,9000	76,3000	1,38	0,2726
Residuo	24	1326,0000	55,2500		
Total	29	1846,7000			
Test de Cochran	0,7879				

Tabla.3.58.- Resultados de la prueba χ^2 para los datos de presencia/ausencia de las especies de la localidad de A Cetarea en verano.

Especie	Prueba χ^2	Significación	Resultado
Cingula trifasciata	2,06	ns	-
Littorina saxatilis	5	ns	-
Gibbula umbilicalis	4,28	ns	-
Nucella lapillus	3,8	ns	-
Lasaea adansoni	3,48	ns	-

Tabla.3.59.- Resultados de la prueba χ^2 para los datos de presencia/ausencia de las especies de la localidad de A Cetarea en invierno.

Especie	Prueba χ^2	Significación	Resultado
Cingula trifasciata	-	ns	-
Littorina saxatilis	-	-	-
Gibbula umbilicalis	-	-	-
Nucella lapillus	-	-	-
Lasaea adansoni	**21,9**	**p<0,01**	**ART=NATH>NATV**

Capítulo 4

Tabla. 4.1.- Análisis ANOVA de la distancia media desplazada por los ejemplares de *P. vulgata* al día siguiente de iniciar el experimento.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F	P
Hábitat	1	69,1601	69,1601	1,55	0,3016
Localidad	3	92,9288	30,9763	0,86	0,4999
Inicio (Hábitat x Localidad)	8	288,0910	36,0114	1,71	0,0945
Hábitat x Localidad	3	133,8888	44,6296	1,24	0,3577
Residuo	464	9790,4047	21,1000		
Total	479	10374,4733			
Test de Cochran	0,2925**				

Tabla. 4.2.- Análisis ANOVA de la distancia media desplazada por los ejemplares de *P. vulgata* a los quince días de iniciar el experimento.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F	P
Hábitat	1	58,3195	58,3195	0,47	0,5407
Localidad	3	311,6952	103,8984	1,52	0,2831
Inicio (Hábitat x Localidad)	8	548,1788	68,5223	1,05	0,3958
Hábitat x Localidad	3	369,1911	123,0637	1,80	0,2258
Residuo	464	29171,8255	65,1157		
Total	479	30459,2102			
Test de Cochran	0,5307**				

Tabla. 4.3.- Análisis ANOVA de la distancia media desplazada por los ejemplares de *P. vulgata* a los tres meses de iniciar el experimento.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F	P
Hábitat	1	2083,8329	2083,8329	0,50	0,5302
Localidad	3	15686,1318	5228,7106	3,62	0,0649
Inicio (Hábitat x Localidad)	8	11570,1407	1446,2676	1,84	0,0691
Hábitat x Localidad	3	12486,6314	4162,2105	2,88	0,1031
Residuo	464	277082,1939	787,1653		
Total	479	318908,9306			
Test de Cochran	0,3549**				

Tabla. 4.4.- Análisis ANOVA de la distancia media desplazada por los ejemplares de *P. vulgata* a los seis meses de iniciar el experimento.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F	P
Hábitat	1	212,3890	212,3890	4,62	0,1208
Localidad	3	2856,2261	952,0754	1,05	0,4213
Inicio (Hábitat x Localidad)	8	7242,3703	905,2963	1,84	0,0698
Hábitat x Localidad	3	137,8943	45,9648	0,05	0,9838
Residuo	464	149818,3015	492,8234		
Total	479	160267,1812			
Test de Cochran	0,2702**				

Tabla. 4.5.- Análisis ANOVA de los ejemplares de *P. vulgata* que mostraron comportamiento de vuelta a casa al día siguiente de iniciar el experimento.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F	P
Hábitat	1	2,7889	2,7889	0,06	0,8438
Inicio	1	1877,4889	1877,4889	4,73	0,0503
Hábitat x Inicio	1	44,4889	44,4889	0,11	0,7435
Residuo	12	4761,3223	396,7769		
Total	15	6686,0890			
Test de Cochran	0,3127				

Tabla. 4.6.- Análisis ANOVA de los ejemplares de *P. vulgata* que mostraron comportamiento de vuelta a casa a los quince días de iniciar el experimento.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F	P
Hábitat	1	258,4056	258,4056	18,72	0,1446
Inicio	1	4,6872	4,6872	0,01	0,9321
Hábitat x Inicio	1	13,8012	13,8012	0,02	0,8838
Residuo	12	7432,9447	619,4121		
Total	15	7709,8388			
Test de Cochran	0,4130				

Tabla. 4.7.- Análisis ANOVA de los ejemplares de *P. vulgata* que mostraron comportamiento de vuelta a casa a los tres meses de iniciar el experimento.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F	P
Hábitat	1	772,2841	772,2841	12,05	0,1785
Inicio	1	212,7222	212,7222	0,47	0,5046
Hábitat x Inicio	1	64,0800	64,0800	0,14	0,7123
Residuo	12	5393,8624	449,4885		
Total	15	6442,9487			
Test de Cochran	0,4367				

Tabla. 4.8.- Análisis ANOVA de los ejemplares de *P. vulgata* que mostraron comportamiento de vuelta a casa a los seis meses de iniciar el experimento.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F	P
Hábitat	1	1076,6602	1076,6602	9,17	0,2031
Inicio	1	829,0081	829,0081	2,65	0,1293
Hábitat x Inicio t	1	117,4514	117,4514	0,38	0,5512
Residuo	12	3749,3856	312,4488		
Total	15	5772,5052			
Test de Cochran	0,3224				

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA