

3. CONTAMINACIÓN MARIÑA DEBIDA ÁS PINTURAS DOS BARCOS. A SITUACIÓN NO LITORAL GALEGO

María Quintela Sánchez

3.1. USO E POTENCIAL TÓXICO DO TRIBUTILO DE ESTAÑO (TBT)

Aínda que probablemente as manifestacións máis conspicuas da contaminación mariña son as mareas negras, existen formas máis silandeiras de contaminación que danan profundamente o medio. As agresións por contaminantes que sofre o mar son de diversa índole e comprenden a contaminación por hidrocarburos, aceites e dispersantes, metais pesados, residuos urbanos e industriais, radioisótopos, plaguicidas e produtos químicos, contaminación térmica, contaminación biolóxica (i.e. invasión por especies exóticas), etc.

O composto máis tóxico xamáis introducido de forma deliberada no medio ambiente é o tributilo de estaño ou TBT, biocida habitualmente empregado na formulación de pinturas antiincrustantes para barcos ou estruturas mergulladas. Úsase para combatir diferentes especies de organismos denominados epibiontes (bacterias, protozoos, algas, ascidias, moluscos, cirrípedos, poliquetos...) que medran sobre estruturas mergulladas de orixe antrópica. A instalación destes organismos acelera os procesos de corrosión dos materiais e provoca unha perda de eficacia operativa das estruturas en embarcacións, submariños, plataformas petrolíferas, instalacións de acuicultura... Un barco non protexido contra epibiontes pode acumular ata 150 kg destes organismos por metro cadrado durante seis meses no mar, o que nun petroleiro con 40000 m² de obra viva supón incrementar o seu peso en 6000 Tm. Así increméntase a fricción coa auga e o consumo de combustible, o que comporta cuantiosas perdas económicas.

Ao longo da historia sucedéronse distintos xeitos de combatir os epibiontes. No século V a.C. empregábase graxa animal, mesturas de pelo de animal con brea, xofre, mesturas de arsénico e xofre, alquitrán. Posteriormente fenicios e cartaxineses espetaban láminas de cobre nos cascos dos barcos; os romanos espetaban láminas de chumbo con puntas de cobre; cara a 1830 comezáronse a usar pinturas con óxido de cobre... Os distintos tratamentos biocidas foron evoluíndo ata que a mediados dos sesenta se comezou a usar o tributilo de estaño (TBT) con esta finalidade.

As pinturas que teñen TBT como biocida son, por distintos motivos, os axentes antiincrustantes máis eficaces nunca empregados. O TBT resulta extremadamente tóxico para unha ampla gama de organismos acuáticos que comprende dende as



bacterias ata os peixes, pode causar mortalidade e efectos dañinos a concentracións tan baixas como 0.1 mg/l e posúe unha vida media longa (uns sete anos). Un exemplo da súa eficacia é o aforro que o seu uso supón á mariña estadounidense: uns 130 millóns de dólares ao usar pinturas con TBT en lugar de pinturas baseadas en cobre. Como consecuencia da súa gran eficacia, o uso do TBT estendeuse amplamente por todo o mundo desde os anos setenta.

Aínda que a maior concentración de TBT aparece en zonas de gran actividade náutica: portos comerciais, canles de navegación e portos deportivos, a contaminación está actualmente distribuída por todo o mundo. Ademais, o TBT pode persistir no sedimento durante décadas e reincorporarse gradualmente á columna de auga a causa de tormentas ou dragados.

O composto máis tóxico xamáis introducido de forma deliberada no medio ambiente é o tributilo de estaño ou TBT, biocida habitualmente empregado nas pinturas antiincrustantes para barcos ou estruturas mergulladas

3.2. DO COLAPSO DA OSTRICULTURA EN ARCACHON (FRANCIA) Á PROHIBICIÓN DO TBT

O TBT é un composto extremadamente tóxico, incluso a concentracións de poucos nanogramos por litro e causa aos seres vivos (dende bacterias a peixes) unha ampla gama de efectos dañinos dende subletais ata letais. A súa actuación pode manifestarse como: danos ao ADN, neurotoxicidade, alteracións no crecemento, produción de anomalías anatómicas e reproductoras, bioacumulación nos tecidos e indución de cambios no comportamento. Os macroinvertebrados que resultan máis afectados son os moluscos debido á súa alta taxa de bioacumulación e á súa baixa taxa de depuración. Dentro destes, os grupos máis sensibles son os gasterópodos e bivalvos.

O uso das pinturas baseadas no TBT xerou un forte conflito de carácter económico posto que ao tempo que se aforraban grandes cantidades de cartos no mantemento das frotas militares, pesqueiras, mercantes, deportivas.... causábanse importantes prexuízos económicos polos seus efectos indesexados. A magnitude dos efectos dos TBT e repercusión sobre a lexislación do seu uso foron particularmente destacábeis nas ostras e nos gasterópodos. Concretamente, os efectos máis devastadores do TBT no medio mariño observáronse sobre a ostra rizada ou xaponesa *Crassostrea gigas* e o gasterópodo litoral *Nucella lapillus*. Os efectos negativos do TBT sobre *Crassostrea gigas* foron os detonantes do comezo da lexislación que controlou o uso deste composto na formulación de pinturas antiincrustantes, feito que marcou un fito na historia recente de protección do medio ambiente. Estes efectos negativos rexistráronse por primeira vez na bahía de Arcachon (costa atlántica de Francia), unha das áreas ostrícolas máis importantes do mundo. A finais da década dos sesenta comezou a observarse, de maneira ocasional, un engrosamento das cunchas das ostras e a partir de 1974, o 80-100% dos individuos dos parques de cultivo estaban afectados. Entre 1971-1986 producíronse unha serie de fenómenos que danaron severamente a industria ostrícola da zona: a aparición de anomalías físicas (malformacións nas cunchas caracterizadas por un engrosamento das valvas que facía diminuír o rendemento cárnico dos animais e imposibilitaba a súa comercialización), a redución no crecemento dos individuos e a caída drástica das postas. Estas anomalías comezaban a concentracións de TBT de 1 ng Sn/l e con concentra-



cións de TBT en auga superiores a 100 ng Sn/l, o número de ostricultores reduciuse á metade e as perdas económicas ascenderon a uns 150 millóns de dólares.

O segundo caso paradigmático dos efectos negativos do TBT sobre organismos para os que non estaba destinado débese ós gasterópodos mariños. Trátase da superimposición de caracteres sexuais masculinos sobre as femias e recibiu o nome de imposex. Nalgunhas especies, este fenómeno afecta negativamente á capacidade reproductora de xeito que, baixo determinadas condicións de contaminación, as poboacións das especies máis sensíbeis están abocadas á desaparición. Atopáronse exemplos desta extinción local na especie *Nucella lapillus* en distintos puntos da costa europea.

O colapso da ostricultura en Arcachon entre 1977-1981 xerou unha fonda crise socioeconómica que provocou tal presión social que as autoridades francesas regularon o uso das pinturas con base de TBT en xaneiro de 1982, o que permitiu un reclutamento normal das ostras no verán dese mesmo ano despois de cinco anos de mortandade larvaria total. Esta tendencia regulatoria estendeuse cara a outros países e así, en 1989, prohibíuse o uso do TBT na Unión Europea, Estados Unidos, Australia e Sudáfrica en barcos de máis de 25 m de eslora. A persistencia da contaminación fixo que en outubro de 2001, a Organización Marítima Internacional prohibira o uso total do TBT a partir de 2003, aínda que só 25 países firmaron este convenio o que supón un 25% da frota internacional. O obxectivo é que no 2008 non quede ningún barco pintado con TBT.

A maior concentración de TBT aparece en portos comerciais e deportivos, canles de navegación, etc, pero actualmente xa está distribuída por todo o mundo

3.3. BIOINDICADORES DE CONTAMINACIÓN POR TBT: NUCELLA LAPILLUS

Os efectos indesexados do TBT sobre gasterópodos conlevaron a avaliación da contaminación por TBT usando especies bioindicadoras. O uso destas especies resulta máis barato que as análises químicas convencionais e, por outra banda, o TBT produce efectos a concentracións ambientais que non acadaban o umbral de detección de moitos dos instrumentos analíticos do momento.

Nucella lapillus (denominada popularmente “corniño” ou “caramuxo” en Galicia) (figura 3.1), gasterópodo carnívoro litoral, é a segunda especie máis sensible ante a contaminación por TBT. A resposta desta especie ante a contaminación denomínase imposex e consiste na superimposición de caracteres sexuais masculinos sobre as femias. O imposex comeza a concentracións inferiores a 0.5 ng Sn/l, o que a convirte nunha especie bioindicadora de contaminación moi eficaz.

O imposex maniféstase nas femias ao longo de seis pasos diferentes nos que aparece un pene e un conducto deferente, ambas estruturas sexuais tipicamente masculinas (figura 3.2). No último paso prodúcese a esterilidade funcional da femia por imposibilidade de poñer as cápsulas de ovos a causa do bloqueo da vulva. Estas cápsulas acumúlanse ata que rompe a parede do oviducto, trauma que causa a morte da femia e o declive conseguinte das poboacións.



Os macroinvertebrados máis afectados son os moluscos, sobre todo gasterópodos e bivalvos, pola súa alta taxa de bioacumulación e baixa taxa de depuración

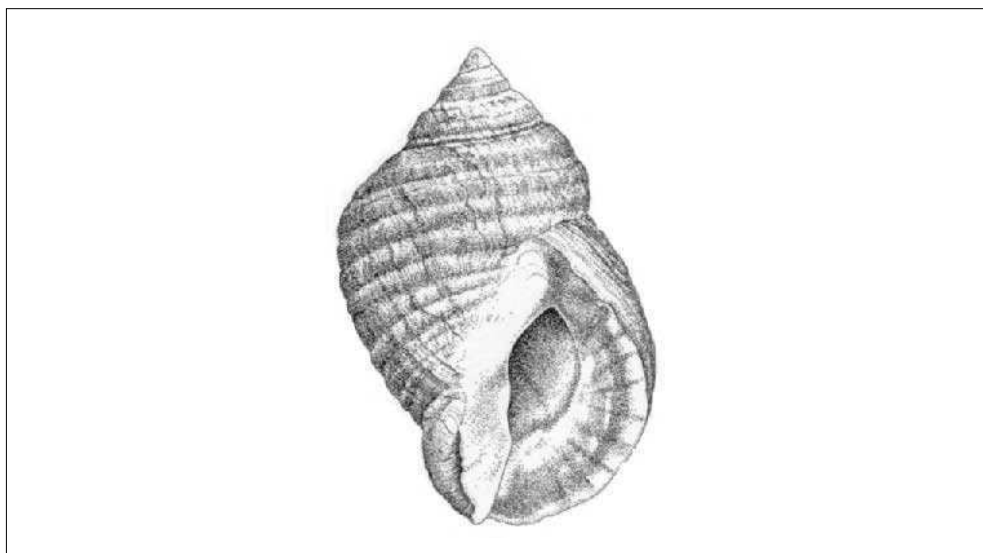


Figura 3.1. Imaxe de *Nucella lapillus* (L.)

Existen varios parámetros biolóxicos que se correlacionan coa concentración de TBT acumulada nos tecidos das femias. Estes parámetros veñen definidos polos seguintes índices:

RPSI: Defínese como a proporción do tamaño do pene das femias respecto ao dos machos da mesma poboación. Matematicamente exprésase como: $(\text{lonxitude do pene das femias})^3 / (\text{lonxitude do pene dos machos})^3 \cdot 100$.

VDSI: Evalúa o grado de desenvolvemento do vaso deferente e comprende dende o estadio cero que corresponde a unha femia non afectada por imposex ata o estadio seis que corresponde a unha femia funcionalmente estéril con cápsulas de ovos abortados. Os estadios cinco e seis son funcionalmente estériles de xeito que a partir deste índice pódese calcular a porcentaxe de femias estériles nas poboacións.

3.4. O IMPOSEX COMO EXEMPLO DE DISRUPCIÓN ENDOCRINA

O imposex en *Nucella lapillus* é dose-dependente; comeza a $[TBT] < 0.5 \text{ ng Sn/l}$ e acada a súa máxima expresión a uns 2 ng Sn/l . Niveis de TBT de arredor de 10 ng Sn/l provocan a supresión da ovoxénese (producción de óvulos) e a súa suplantación por espermatoxénese (producción de espermatozoides).

O imposex representa o caso máis paradigmático da acción dun contaminante (TBT) sobre o equilibrio e o funcionamento do sistema endocrino dun organismo (os gasterópodos). Nos últimos anos a comunidade científica internacional concentrou o seu esforzo en desentranar os mecanismos de acción dos contaminantes que interfíren co sistema hormonal nunha liña de investigación que se coñece comunemente como disrupción endocrina. No ano 2000 o concepto de disruptor endocrino definiuse como “sustancia esóxena que causa efectos adversos sobre a saúde dun organismo intacto ou a súa proxenie como consecuencia de cambios na función

1. Maria Quintela. A Disrupción endocrina. Cerna nº 33, pax. 19-21.

endocrina mediante interferencia coa síntese, secreción, transporte, unión ou eliminación de hormonas naturais no corpo responsábeis do mantemento da homeostase, reprodución, desenvolvemento e/ou comportamento”.

Os disruptores endócrinos presentan diversos modos de actuación:

- mimetizan os efectos de hormonas endógenas
- antagonizan os efectos de hormonas endógenas
- alteran o patrón de síntese e metabolismo de hormonas naturais
- modifican os niveis dos receptores hormonais.

Existe un número cada vez maior de sustancias con capacidade alteradora endocrina e numerosos estudos asociaron diversas patoloxías observadas en distintas especies animais coa exposición a disruptores endócrinos. Como exemplo cabe destacar: alteracións da función tiroidea; diminución da fertilidade; diminución da eficacia no proceso de incubación; desmasculización e feminización de machos de peixes, aves e mamíferos; desfeminización e masculización de femias de peixes, gasterópodos e aves; alteracións do sistema inmune e alteracións no comportamento reprodutor. De todos os compostos considerados disruptores endócrinos que afectan ás poboacións, o TBT é no que mellor se probou o seu efecto, sendo coñecido desde moito antes que o de calquera outro xenobiótico.

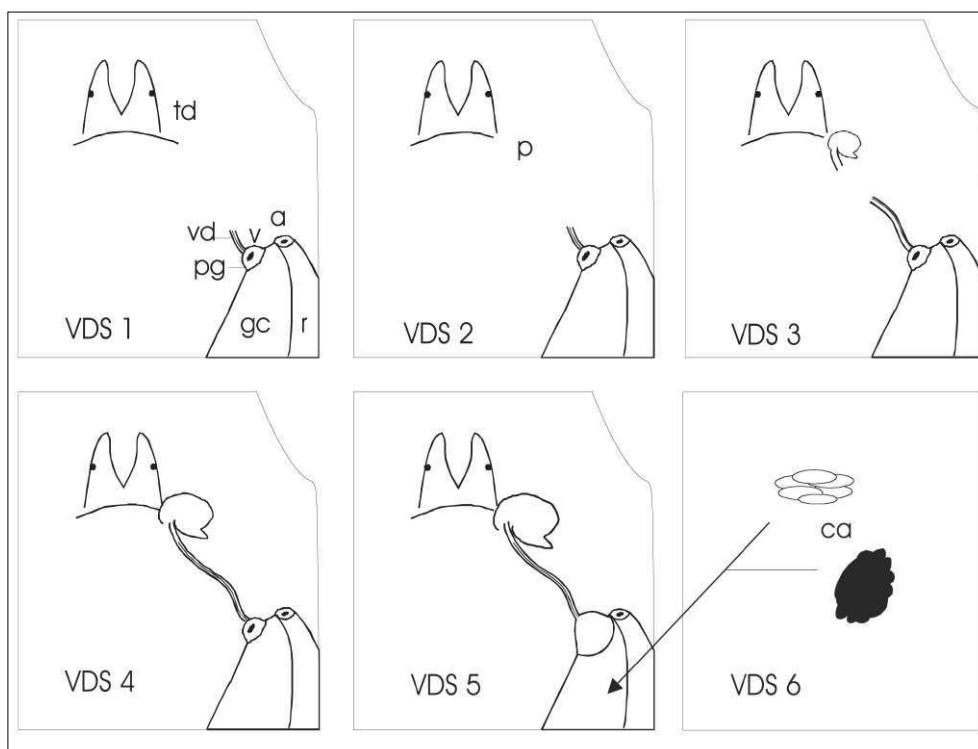


Figura 3.2. Imposex en *Nucella lapillus*. Esquema do desenvolvemento do imposex: estadios 1 a 6 do índice VDS. Abreviaturas: a (ano), ca (cápsulas abortadas), gc (glándula da cápsula), p (pene), pg (papila xenital), r (recto), td (tentáculo dereito), v (vulva), vd (vaso deferente). A hiperplasia do conducto deferente sobre a papila xenital (pg) da femia provoca a súa obstrución impedindo a saída das cápsulas dos ovos que se acumulan como cápsulas abortadas (ca) no interior da glándula da cápsula (cg). O trauma que supón a rotura da cápsula da glándula por presión das cápsulas abortadas causa a morte das femias e provoca o declive das poboacións.

Parte do grande interese que esperta o estudo da disrupción endocrina radica no deterioro na saúde humana que estes compostos parecen estar causando nos países desenvolvidos tais como deterioro na saúde reproductiva, incremento na incidencia de cánceres hormono-dependentes e alteracións no desenvolvemento físico e mental dos nenos.

3.5. A SITUACIÓN DA CONTAMINACIÓN POR TBT EN GALIZA

No ano 1996 sabíase que a contaminación por TBT afectaba a amplas áreas costeiras do mundo. Os datos revelaban que o TBT era un contaminante ubicuo capaz de aparecer en zonas distantes dos focos de emisión (portos comerciais e deportivos). Os efectos que esta contaminación causaba sobre as poboacións de gasterópodos (imposex) eran recoñecíbeis dende a década dos setenta-oitenta en case case tódalas poboacións de *Nucella lapillus* de Europa, pero apenas había datos para a Península Ibérica. Coñecida a importancia da zona costeira de Galiza, a súa extensión e complexidade e a intensidade do tráfico marítimo, tanto costeiro como transoceánico, semellaba preciso sabermos se o TBT estaba tamén presente no litoral e que efectos podería estar causando sobre as poboacións de *Nucella lapillus*.

En Arcachón, o número de ostricultores reduciuse á metade durante algúns anos e as perdas económicas ascenderon a uns 150 millóns de dólares

As actividades económicas relacionadas co mar máis importantes en Galiza son a miticultura e a pesca. A produción anual de mexillón supera á dos Países Baixos, os terceiros produtores do mundo e a frota de pesca compónse de máis de 9000 embarcacións, o que supón o 9% da frota da Unión Europea. A grande produtividade das augas en Galiza é debida, en grande medida, a un afloramento estacional de nutrientes que afecta a máis de 1720 km de costa. Ademáis, debido á súa situación xeográfica, a costa de Galiza foi tradicionalmente ocupada por unha rede de rotas marítimas polas que circula unha imporante cantidade de barcos que se dirixen ou voltan dos portos do norte de Europa. Estímase que unha frota de mercantes composta por unhas 50000 unidades navega a través dun Dispositivo de Separación de Tráfico (DST) distante unhas 26.4 millas náuticas da costa. Antes de maio de 1994, o DST estaba 11.5 millas marinas máis preto da costa, entre as isóbatas de 1000 e 200 m. Recentemente a Organización Marítima Internacional ven de aprobar unha ampliación da distancia de separación para barcos que transportan mercadorías perigosas fronte ás costas galegas ata unhas 40 millas. O 5% deste tráfico entra nos principais portos de Galiza. Sen embargo, as embarcacións de recreo non son moi abondosas (cóntase cunha frota matriculada duns 10000 barcos).

Nun estudo realizado para avaliar os niveis de contaminación por TBT na costa de Galiza usando como especie bioindicadora *Nucella lapillus* detectouse imposex en tódalas poboacións cunha porcentaxe de incidencia entre 77-100%. No 67% das poboacións, o total das femias estaba afectado por imposex (ver táboa 3.1).



Táboa 3.1. Imposex en *Nucella lapillus* en Galicia. Imposex (RPSI e VDSI), porcentaxe de femias estériles (F est) e concentración de estannanos (MBT, DBT, TBT e TPhT) nos tecidos das femias (ng Sn/g PS)

Costa/Ría	Localidade	Tipo localidade	RPSI	VDSI	F est	MBT	DBT	TBT	TPhT
Costa N	Ribadeo	FR	9	3.2	0	nc	243 ²	51 ²	nc
	Foz	FR	10	4.2	18				
	Viveiro	FR	45	4.2	23				
	Barqueiro	SPI	33	4.3	25				
	Cariño	FR	19	4.2	16	nc	251 ¹	151 ³	nc
	Cedeira	FR	21	4.1	7				
Ferrol	Prior	FR	9	3.2	3				
	Mugardos	PI	5	4.3	33	337 ²	909 ¹	702 ²	250 ²
	Ares-	PI	24	4.0	17	128 ⁴	346 ²	244 ⁴	93 ³
	Betanzos								
	Perbes	PI	13	3.9	11				
	Sada	PI	37	4.1	10				
A Coruña	Veigue	PI	22	4.1	9				
	Mera	PI	37	4.2	25	387 ³	777 ³	705 ³	165 ¹
	Bastiaquei	PI	59	4.5	40	329 ⁶	589 ²	555 ⁵	149 ¹
	ro								
	Sta.	PI	51	4.5	46	334 ²	735 ¹	786 ¹	198 ²
	Cristina								
Costa E	Dique	PI	21	4.1	21	176 ⁵	359 ²	321 ³	nc
	Malpica	FR	6	3.6	0	76 ⁶	189 ¹	36 ²	nc
	Laxe	SPI	32	4.1	9				
	Muxía	SPI	33	4.2	26				
	Corcubión	SPI	18	4.3	28	65 ²	169 ²	53 ⁵	nc
	Louro	FR	18	3.9	6				
Muros-Noia	Muros	SPI	38	4.3	28				
	Creo	SPI	57	4.6	54	172 ⁴	649 ¹	974 ²	nc
	Arousa	PI	39	4.3	29	134 ²	430 ³	280 ²	nc
	Ribeira	PI	28	4.5	44	129 ⁵	460 ¹	437 ¹	55 ³
	Vilagarcía	PI	18	4.0	15				
	Cambados	PI	43	4.3	33	77 ⁴	331 ³	224 ⁴	nc
Vigo	A Toxa	PI	28	3.8	11				
	Sanxenxo	SPI	30	4.5	50	178 ¹	418 ²	421 ¹	110 ²
	Poio	SPI	41	4.3	40				
	Marín	PI	47	4.6	53	113 ²	420 ²	521 ³	69 ³
	Rande	PI	36	4.4	36	199 ⁵	571 ¹	454 ³	157 ²
	Bouzas	PI	41	3.5	10	nc	322 ¹	112 ⁵	58 ³
Costa E	Samil	PI	32	4.3	29				
	Canido	PI	35	4.0	6				
	Baiona	FR	43	4.4	46	nc	273 ¹	340 ²	39 ³
	A Garda	FR							

A resposta do corniño ou caramuxo á contaminación por TBT denomínase imposex e consiste na superposición de caracteres sexuais masculinos sobre as femias. O imposex comeza a concentracións inferiores a 0.5 ng (nanogramos) de estaño por litro

Notas: MBT= monobutilo de estaño, DBT= dibutilo de estaño, TBT e TPhT= trifenilo de estaño, nos tecidos das femias (ng Sn/g PS).

Situación da localidade (dentro ou fóra da ría), nome, tipo de localidade en función da presenza de portos importantes.

Abreviaturas: nc= non cuantificábel, FR= fóra ría, SPI= ría sen portos importantes, PI= ría con portos industriais.

1, 2, 3, 4, 5 e 6. Desviación estándar como porcentaxe da media: 1-5, 5-10, 10-15, 15-20, 20-25 e 25-30, respectivamente.

Datos publicados en: Ruiz, Quintela & Barreiro (1998). Marine Ecology Progress Series 164: 237-244.



No 67% das poboacións de corniño estudadas na costa galega, o total das femias estaba afectado por imposex. Os puntos máis afectados son as rías de A Coruña, Vigo, Ferrol e Muros

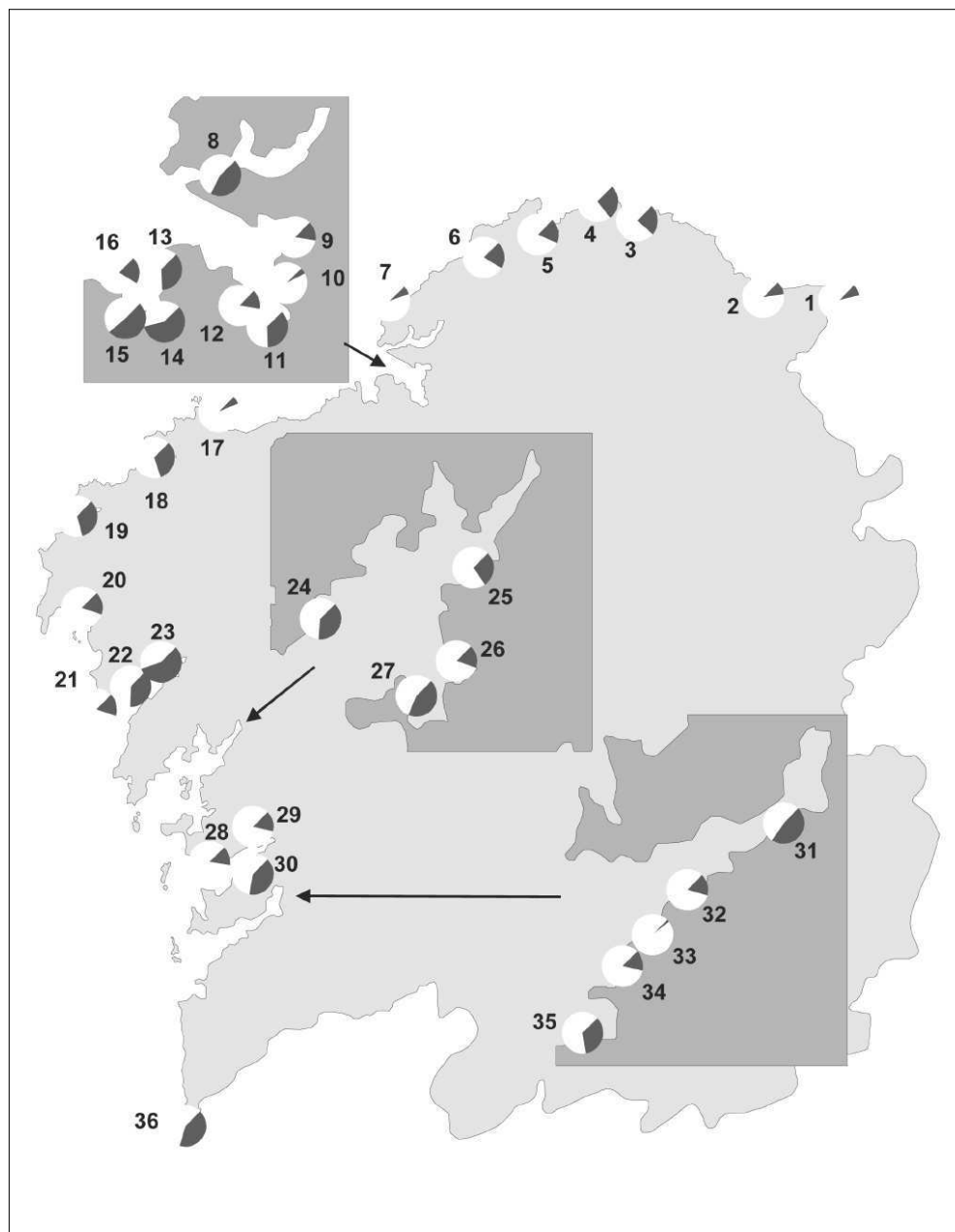


Figura 3.3. Imposex en *Nucella lapillus* en Galicia. Índice do Tamaño Relativo do Pene (RPSI en %) por localidade

Os valores de RPSI (figura 3.3) estiveron comprendidos entre 6% (Malpica) e 57% (Creo, Ría de Muros). Valores iguais ou inferiores a 10% apareceron en localidades de costa exposta mentres que os maiores valores apareceron en mostras apanhadas en bahías industriais ou as súas proximidades así como en rías con presenza de bateas de mexillón e asteleiros de ribeira.

Os valores de VDSI movéronse entre 3.2 (Ribadeo, Cabo Prior) e 4.6 (Rande, Creo). Valores de VDS iguais ou superiores a 4 apareceron en todas as localidades agás puntos de costa aberta e algunha outra estación illada. En consecuencia, as porcentaxes de esterilidade das femias (Figura 3.4) movéronse entre o 0% (Ribadeo, Malpica) e máis do 50% (Creo, Poio, Rande) se ben ningunha poboación semella ameazada de extinción.

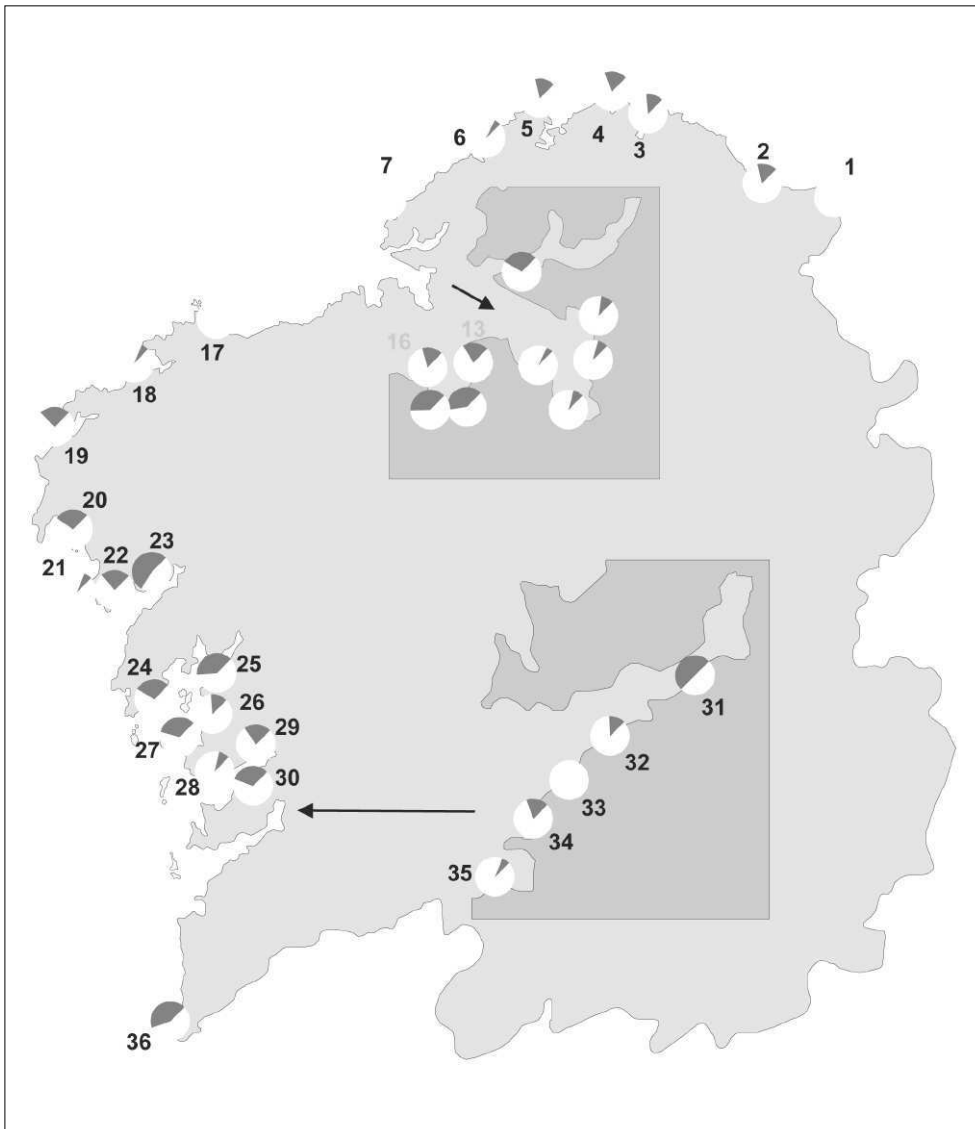


Figura 3.4. Impossex en *Nucella lapillus* en Galicia. Porcentaxe de femias estériles por localidade

En definitiva, os puntos máis seriamente afectados por contaminación por TBT na costa de Galiza son as rías de A Coruña, Vigo, Ferrol e Muros e dado que actualmente non é posible atopar unha soa poboación de *Nucella lapillus* libre de impossex, haberá que agardar un tempo para ver o resultado das recentes prohibicións no uso deste composto.