

A CONTAMINACIÓN FLUVIAL

Manuel Soto Castiñeira

Profesor de Enxeñaría Química da Universidade da Coruña e
Presidente da Asociación para a Defensa Ecolóxica de Galiza (ADEGA)

INDICE

1. INTRODUCCIÓN
2. CONTAMINANTES E O SEU IMPACTO NOS RIOS
3. XESTIÓN DA CONTAMINACIÓN. DEPURACIÓN
4. VERTIDOS RESIDUAIS E CONTAMINACIÓN DAS ÁGUAS
5. A SITUACIÓN DOS RIOS GALEGOS
6. BIBLIOGRAFÍA

1. INTRODUCCIÓN

As características naturais das águas superficiais varían dunha zona a outra e tamén de estación en estación, e en función das condicións climatolóxicas. Estas características naturais e o seu rexime de variación é un dos factores que determina o tipo de vida, a súa intensidade e diversidade nun determinado sistema fluvial. Da cabeceira á desembocadura poden-se diferenciar diversas zonas segundo as características das águas: desde frias, oxixenadas e livres de materia orgánica, e de elevada velocidade na cabeceira (*crenon*) até águas ricas en materia orgánica e con menor contido en oxixeno (> 4 mg/l) nas zonas mansas onde predomina a sedimentación (*potamon*), pasando polas zonas intermedias (> 6 mg/l de oxixeno disolto, *rhitron*). As especies que viven en cada tipo de agua son moi diferentes.

A calidade dunha agua pode-se determinar mediante diferentes parámetros tanto de tipo físico, como químico e biolóxico. Os parámetros biolóxicos integran a historia recente ou a medio prazo da situación sanitaria do río, mentres que os parámetros químicos supoñen medidas instantáneas. Os parámetros químico-físicos poden presentar un extenso rango de variación, antes de situaren-se en valores que limiten a capacidade da agua para soportar un tipo de vida ou ser útil para unha determinada aplicación.

Como unha primeira aproximación ás características físico-químicas indicadoras da calidade dun río podemos recurrir á seguinte clasificación (Hernández, 1990):

Clasificación do río	DBO ₅ a 20 °C mg/l	AMONIACO mg N/l	NITRITOS mg N/l	SS mg/l	CLORUROS Mg Cl/l	OXÍXENO DISOLTO mg/l
Mui limpo	1	0,04	0,1	4	10	≤11
Limpo	2	0,24	0,25	10	25	≤9,3
Bastante limpo	3	0,67	0,35	15	30	≤8,6
Duvidoso	5	2,5	0,6	21	50	≤6,6
Malas condicións	≥10	6,7	1,0	35	>50	Baixa

A principal razón de contaminación das águas fluviais é o vertido de águas residuais de diferente procedencia: urbana, industrial... Outras fontes poden ser o vertido de residuos sólidos ou a deposición desde atmósferas contaminadas. Neste traballo analizaremos con maior detalle a incidencia dos vertidos residuais sobre os ríos.

A resposta dun río ante un vertido residual traduce-se nunha modificación das características das augas e nunha ruptura do ecosistema natural, desaparecendo as especies propias dos ríos limpos e aparecendo outras novas. O impacto pode conducir á substitución das especies piscícolas sensíbeis por outras máis resistentes, ou a desaparición total dos peixes e a conversión do cauce nunha masa de augas putrefactas ou tóxicas. O río ten certa capacidade de autodepuración, o que permite que despois dunha distancia máis ou menos grande do punto de vertido observemos unha recuperación total ou parcial.

Un estudo da *Dirección General de Calidad de las Aguas* do ano 1994 ofrecía os seguintes resultados sobre a situación de depuración das augas da Comunidade de Galicia: só o 25% da poboación dispuña de tratamento primario e secundario, mentres que o restante 75% non contaba con tratamento de ningún tipo. Esta porcentaxe baixava ao 63% nos concellos de máis de 10.000 habitantes (62% da poboación) e subía ao 95% nos concellos de menos de 10.000 hab. (o outro 38% da poboación). Desde entón ten habido melloras, pero a depuración das augas continua introducindo-se a un ritmo moi lento, até o punto de incumprir-se os prazos dados pola UE. A existencia de tratamentos terciarios era e segue sendo nula.

A comezos dos noventa, un estudo encargado pola Xunta puña de manifesto o dramatismo da situación: *"as condicións marcadas na lexislación actual sobre vertidos de augas residuais están moi lonxe de se cumpriren, debido as deficientes infraestructuras de depuración e a nula eficacia dos sistemas de control... O incumplimento da normativa medioambiental comunitaria é casi sistemático en todo o Estado Español, pero a situación é aínda máis precaria na Galiza"*.

Con todo, algúns investigadores (Antelo e Arce, 1996) atoparon unha lixeira melloría na calidade das augas fluviais entre 1989 e 1993. Unha melloría notábel tamén se rexistrou na ría de Vigo nos dous últimos anos, tras a posta en funcionamento da depuradora (F. López, *Xornadas de estudo e debate sobre o medio litoral*, ADEGA, O Grove, marzo 2000).

Porén, a ría de Pontevedra segue sen contar cunha depuración adecuada, tratando-se do único leito calificado como zona sensíbel dacordo coa normativa europea; e toda a bisbarra coruñesa verte directamente á costa os efluentes residuais, sen tratamento algún. Estes dous exemplos indican o incumplimento actual da directiva 91/271/CEE, que pode ser máis xeralizado nos próximos anos, ao sobrepassar os horizontes fixados na mesma.

Na parte final deste traballo, no estudo da situación dos ríos galegos, teremos ocasión de analizar unha ducia de tramos fortemente contaminados en cada unha das concas. Tráta-se de tramos de considerábel extensión nos ríos importantes. Porén o deterioro das augas dos pequenos ríos e regatos é moito máis frecuente, aínda que non detectábel nos estudos dunha rede xeral de control. Pequenas instalacións industriais pero numerosas, xuntamente cos vertidos das vilas e núcleos rurais son responsábeis deste deterioro.

Non fica espazo para abordar o debate sobre as opcións de tratamento, que deberían comezar pola prevención, abordando tanto a redución do consumo de auga fresca como a emisión de contaminantes e o reciclado das augas nas instalacións. A prevención e a educación ambiental tamén deben xogar un papel importante na xestión da auga nos concellos. O tipo de depuración elixido debería ser sustentábel tanto ambiental como economicamente, o que xeralmente non é así.

2. CONTAMINANTES E O SEU IMPACTO NOS RÍOS

2.1. INTRODUCCIÓN

O efectos contaminantes do vertido de águas residuais está determinado polo efecto dos seus componentes específicos, condicionado pola concentración que se acade no meio natural e por outros factores, tais como as condicións ambientais. Aliás o tipo e concentración dos contaminantes, as características do meio receptor, tais como o tipo de água, a súa mobilidade, temperatura, a luminosidade, a presenza duns ou outros componentes de flora e fauna, etc, van incidir no impacto. Mesmamente, a asociación ou presenza simultánea de diferentes contaminantes pode desencadear procesos de sinerxismo (incremento do efecto) ou antagonismo (redución do efecto). Por iso, estrictamente, só se podería falar de impacto ambiental dun determinado vertido en relación a un meio específico. Pero, en todo caso, poderemos analizar os principais tipos de contaminates presentes nas águas residuais, e os impactos potenciais de maior entidade.

E importante comprender que non só son contaminantes as substancias tóxicas, senón outras moitas que, sen presentar toxicidade, sendo mesmo elementos nutritivos esenciais para a vida, aparecen de forma artificial e en concentracións excesivas no meio natural. Neste caso, ocorre unha modificación das condicións normais para a vida, podendo chegar a eliminá-la por completo, ou a cambiar as especies orixinariamente presentes por outras diferentes.

Os efectos tóxicos de moitas substancias poden afectar en meios aparentemente limpos: algunhas substancias, en concentracións moi baixas, provocan a aparición de enfermidades como o cancro, ou inducen ás malformacións xenéticas.

2.2. OS CONTAMINANTES MAIS COMÚNS

Entre ps tipos de contaminantes mais comúns temos as materias en suspensión (MES) ou sólidos en suspensión (SS), as materias orgánicas oxidáveis (MO), ou os elementos nutrientes (nitróxeno, N, e fósforo, P). A materia oxidável mede-se globalmente mediante diferentes parámetros, os mais importantes son a DBO (demanda biolóxica de oxíxeno) e a DQO (demanda química de oxíxeno) que nos dan unha aproximación á cantidade de materia orgánica no efluente residual. Estes parámetros poden-se aplicar tanto ás substancias solúveis (filtrando a mostra, DQO solúvel) ou a todo efluente, incluíndo neste caso os SS, DQO total).

Tamén é habitual a presenza de substancias que conteñen fósforo (P) e nitróxeno (N), principalmente os fosfatos e o amoníaco e nitratos. Outras substancias a considerar son os nitritos, sulfatos e cloruros e por último unha longa lista de sais e metais.

Mención aparte merece a contaminación microbiana que provoca a transmisión de enfermidades e está presente nas águas domésticas (águas residuais urbanas), nos lixiviados de vertedeiros de residuos sólidos urbanos e nos xurros de granxas de vacuno ou de porcino.

2.2.1. Os sólidos en suspensión (SS e SSV)

O contido en SS nos efluentes residuais é moi variábel, pero podemos afirmar que en todos eles está moito por encima dos valores límite indicativos de calidade das águas naturais (uns 25 mg/l). O efecto mais directo dos SS está relacionado coa súa tendencia a depositar-se no fondo dos cauces, lagoas, encoros ou rias. O primeiro efecto sobre a vida acuática é a modificación física dos niños ou zonas de desove, impedindo o desenvolvemento normal da vida acuática. Co tempo, a deposición de sólidos pode chegar a colmatar por completo os leitos acuáticos.

Por outro lado, unha boa parte dos SS son de tipo orgánico e biodegradábel, os denominados sólidos en suspensión volátiles (SSV). Desta forma, ademais dos efectos físicos que citamos anteriormente, os SSV van dar lugar a procesos microbianos de descomposición

orixinando un elevado consumo de oxíxeno e a putrefacción das águas. En determinados casos poden conter partículas tóxicas, polo que, unha vez separados e recuperados do efluente líquido, deben ser clasificados entón como residuos tóxicos e perigosos.

No caso de vertidos de águas residuais sobre un río, os primeiros tramos despois do vertido rexistará unha elevada concentración de sólidos en suspensión, decaendo polo xeral de forma máis rápida que no caso doutros parámetros, pola facilidade da súa deposición. Como é habitual que os sólidos dun vertido se vexan acompañados por materia orgánica solúvel, e esta favorece o crecemento de diferentes microorganismos, a concentración total neste primeiro tramo do río pode ser maior que a resultante dunha simple dilución da auga residual na auga receptora.

2.2.2. A materia orgánica (DQO, DBO)

Como materia orgánica debe considerarse tanto a disolta como a materia orgánica en suspensión (SSV). Os seus efectos sobre a ecoloxía dos medios acuáticos radica na súa facilidade de oxidarse, a través de procesos microbianos e dun elevado consumo de oxíxeno (biodegradación). É de maior importancia, por tanto, a fracción biodegradábel da mesma (DBO). Porén, ademais deste parámetro utilízase tamén a DQO que nos dá unha medida de toda a materia orgánica, sendo o parámetro máis fácil de determinar, e de maior precisión.

Podemos resumir os efectos da materia orgánica nos seguintes puntos:

- Consumo do oxíxeno que existe disolto na auga, rebaixando a súa concentración até límites inferiores aos necesarios para a vida.
- Proliferación simultánea de todo tipo de microorganismos aeróbios ou anaeróbios, incluíndo os patóxenos.
- O descenso de oxíxeno pode ser tal que se chegue á aparición de zonas anaeróbias, dando lugar á putrefacción das augas e presenza de maus olores.
- Ademais dos procesos anteriores de degradación do medio, a presenza de substancias alleas ao medio, aínda en pequenas concentracións, provoca a desaparición de certas especies moi sensíbeis, como poden ser os salmónidos (truita, salmón, ...).

A evolución da materia orgánica vertida a un río: curva de DBO e curva de oxíxeno.

A figura 1 móstranos a evolución dun vertido orgánico nun río a través das curvas de DBO, oxíxeno disolto e outros parámetros químicos e indicadores biolóxicos (Hernández, 1990).

Alguns tramos dos ríos galegos poderían servirnos como exemplos do anterior. A caída da diversidade biolóxica no río Anllóns ao seu paso por Carballo era consecuencia do vertido directo ao río de efluentes residuais urbanos e industriais. A situación é máis grave no río Sar, tanto na zona de Santiago como no tramo de A Silvouta (onde se sitúa a depuradora de augas residuais de Santiago) a Bertamiráns, segundo podemos observar na figura 3.

Asímesmo, a materia orgánica pode conter na súa composición outros elementos diferentes do carbono, oxíxeno e hidróxeno, tales como o nitróxeno, fósforo, enxofre, etc, denominados heteroátomos. Na degradación de proteínas e outras moléculas, estes elementos son liberados formando parte de diversas substancias, produtos ou intermedios do proceso degradativo. O nitróxeno é o heteroátomo de maior importancia, pola súa elevada concentración nas proteínas, e por tanto en moitas augas residuais.

No proceso de degradación aeróbio, e tamén no anaeróbio, o nitróxeno orgánico transforma-se en amoníaco. Este, a súa vez, pode oxidarse a nitrito (intermediario pouco estável) e

a nitrato, nun proceso de nitrificación similar ao que pode ter lugar nalgunhas plantas depuradoras. A desnitrificación, conversión de nitrato en nitróxeno elemental tamén pode ter lugar en determinadas condicións, pero está pouco favorecida nas águas ben oxixenadas. Neste caso, a via mais importante para a eliminación de nitratos da água é a súa incorporación por plantas ou organismos fotosintéticos.

Estes procesos de transformación do nitróxeno orgánico á amoniaco, nitratos, etc, segue unha secuencia mais ou menos lineal no cauce dun río.

FIGURA 1

2.2.3. Os elementos nutrientes (nitróxeno, fósforo): eutrofización

Se ben os efectos destes elementos poden ser múltiples, mencionaremos principalmente a denominada eutrofización das águas, que está ligada de forma esencial á presenza de fósforo, nas águas doces, mentres que nas águas salgadas pode ser devida tamén ao nitróxeno.

O proceso de eutrófia caracteriza-se por un desenvolvemento masivo de algas na superficie das augas, cuxa descomposición á maior profundidade provoca a acumulación de substancias nocivas, pola súa toxicidade ou poder corrosivo, e conduce a unha falta de oxíxeno nas zonas máis profundas.

Durante as épocas do ano de maior luz e temperatura (primavera-verán) aparece unha estratificación das augas, cunha zona superficial de crecemento de algas (altamente oxixenada, xa que a fotosíntese xera oxíxeno), e outra inferior de putrefacción, onde o pouco oxíxeno que chegaria é consumido no proceso de oxidación da materia orgánica. Por iso, a eutrofización afecta de forma máis acusada ás grandes masas de auga (lagoas, encoros, rias) nas que se dá unha escasa mobilidade. O efecto é inferior nos cursos altos dos ríos, até o punto de que cando existe un equilibrio adecuado, a presenza de algas e plantas favorecidas neste proceso pode resultar beneficioso para o hábitat acuático no seu conxunto, ao crear o que se pode considerar como unha xungla en miniatura.

Se o crecemento das algas na superficie orixina a formación de oxíxeno (fotosíntese), que se desprende á atmosfera, na zona inferior na que se depositan as algas mortas en estado de descomposición, ten lugar un esgotamento do oxíxeno coa aparición de procesos bacterianos anaeróbios. A extensión desta zona pode levar á putrefacción total da masa de auga. Outros efectos da eutrofización están relacionados coa acumulación de amoníaco e ácido sulfídrico, e coa resolubilización de compostos dos elementos metálicos (ferro, manganeso e outros metais pesados).

A eutrofización é un problema grave que afecta hoxe a maioría das grandes masas continentais de auga na Galiza: lagoas e encoros (figura 2), pero que resulta menos acusado nas correntes fluviais.

FIGURA 2

2.2.4. Os efectos tóxicos do amoníaco

O amoníaco, aliás do seu efecto de favorecedor de procesos de eutrofización, presenta outra serie de problemas de contaminación, como poden ser:

- a) o seu efecto tóxico para moitas especies animais, mesmo a concentracións moi baixas;

- b) o consumo de oxíxeno nos cauces receptores, debido a oxidación até nitrato, o qual require un consumo de 4.2 g O₂ por g de nitróxeno oxidado,
- c) ademais dos nitratos, poden aparecer outros compostos como nitritos e nitrosaminas, cunha toxicidade aínda mais elevada.

O efecto tóxico do amoníaco sobre algunhas especies acuáticas fai-se notar a concentracións mui baixas, potenciando-se naqueles médios con baixo contido en oxíxeno disolto. A súa toxicidade é devida principalmente a forma non ionizada, razón pola cual se incrementa a valores altos de pH e de temperatura. Para salmónidos, concentracións de 0.2 mg/l de amoníaco non ionizado teñen un efecto letal, pero os efectos resultantes dunha exposición prolongada, como a que pode ter lugar nos ríos contaminados por vertidos, fan-se notar xá a concentración de 0.025 mg/l. Este valor, expresado como concentración de amoníaco total, varia desde 19.6 mg/l (a pH 5 e 5 °C) até tan só 0.12 mg/l (a pH 8.5 e 30 °C).

Por outro lado, a existencia de grandes cantidades de nitratos nas águas ten sido relacionada coa formación de nitrosaminas e nitrosamidas, que son potentes canceríxenos. A metahemoglobinemia infantil ou enfermidade azul deve-se tamén a presenza de cantidades excesivas de nitrato na auga potable.

2.2..5. A contaminación microbiana

A contaminación orgánica subministra un medio adecuado para o crecemento de diferentes tipos de micróbios, entre eles os patóxenos responsábeis da transmisión de enfermidades. Pero certos efluentes residuais, principalmente as augas residuais urbanas, os lixiviados de vertedeiros sólidos urbanos, e os xurros de granxas, conteñen orixinariamente un número elevado de bacterias, virus, protozoos e parásitos de orixen fecal.

2.2.6. Outros efectos da contaminación

Os efectos da contaminación das augas van máis alá do que se refere ao propio medio acuático. As interrelacións que existen entre flora e fauna terrestres e as augas teñen unha importancia vital. Por iso, os males que aqueixan aos cursos de auga manifestan-se tamén sobre os ecosistemas colindantes. O consumo de augas contaminadas transmite enfermidades ou intoxicacións tanto á vida selvaxe coma aos cultivos, animais domésticos e ás persoas. A diferenza doutras lexislacións europeas, no Estado Español, a Lei de Aguas non considera a interrelación entre as augas e os restantes componentes do ecosistema.

En resumo, os efectos da contaminación sobre o medio son de diverso tipo, con consecuencias tanto ecolóxicas como económicas:

- perda da diversidade biolóxica: coa desaparición de moitas especies.
- cambios na fauna: substitución de salmónidos (mui sensíbeis) por ciprínidos (mais tolerantes).
- incremento da turbidez, olor e sabor desagradábeis e aparición de substancias tóxicas (toxinas).
- Encarecemento dos sistemas de tratamento de augas, coa aparición de importantes problemas sanitarios, por exemplo, ligados á formación de trihalometanos e outros compostos orgánicos haloxenados durante a cloración das augas (como se deu nas augas potables de Santiago).

2.2.7. Capacidade de autodepuración dos ríos

Os sólidos flotantes e os tensioactivos son retidos polas plantas e polo terreo das marxes, especialmente nos remansos. Os sólidos en suspensión pesados sedimentan no leito do río. As materias oxidábeis, maiormente a materia orgánica, é mineralizada pola acción de diversos mecanismos físico-químicos e bioquímicos: os micrororganismos utilizan a materia orgánica

oxidando-a segundo o ciclo do carbono. Os elementos nutrientes son captados por diferentes organismos e polas plantas.

Todos estes procesos actúan simultaneamente e a súa velocidade depende das condicións físico-químicas, climatolóxicas e naturais. A súa existencia explica as curvas de evolución do vertido no río (figura 1). Dependendo da intensidade do vertido e doutros factores, a recuperación do río pode requirir decenas de quilómetros de cauce.

2.3. SUBSTÁNCIAS TÓXICAS

2.3.1. Fontes de substancias tóxicas

Algunhas substancias, a parte de que podan contribuir ou non ao consumo de oxíxeno, á eutrofización e putrefacción das augas, presentan un efecto tóxico directo para os seres vivos. Trátase en xeral de substancias introducidas no medio de forma artificial: poden ser moitos produtos sanitarios e de limpeza (aquí incluíramos ácidos e bases fortes, compostos de cloro, fenois, etc...) produtos relacionados cos automóbiles (anticonxelantes, líquidos de transmisión e freos, aceites, ...) pinturas e disolventes, insecticidas, herbicidas e outros plaguicidas. Todas estas substancias van ter un forte impacto no medio por estar presentes nas augas residuais urbanas e de granxas, ou en vertidos de talleres. A táboa 1 mostra-nos unha lista das substancias tóxicas máis frecuentes nas augas residuais urbanas.

Os plaguicidas poden chegar ao medio, máis frecuentemente, por difusión ou lavado desde os campos nos que se aplica, ou contidos nos vertidos da industria química que os produce. A utilización intensiva destes produtos no control das plagas está incrementando cada día a súa concentración nos solos, e tamén nos alimentos que se obtéñen. Ao mesmo tempo, as masas de auga van incrementando a súa concentración nestas substancias.

No eido industrial, existen substancias tóxicas nos efluentes da industria alimentaria, consecuencia da utilización de limpadores químicos e substancias conservantes ou estabilizantes. Non obstante, é a industria química a que produce grandes cantidades de substancias tóxicas residuais, que se verten ao medio directamente disoltas nas augas residuais. Citaremos a industria do automóbil, as industrias do metal (do ferro, do aluminio, os procesos de galvanizado, etc), as industrias farmacéuticas e dos plaguicidas químicos, a industria forestal, etc.

Dentro da industria forestal son un caso especial as fábricas químicas de pasta de papel: as celulosas de tipo kraft. Nas industrias forestais que implican descortizado e trituración con tratamento mecánico ou térmico da madeira, orixínanse augas residuais que conteñen substancias tóxicas. Son en xeral substancias xa presentes na natureza, na propia madeira, que acadan elevadas concentracións nos efluentes residuais: ácidos carboxílicos, ácidos resínicos, lignina, etc. Nas fábricas de celulosa kraft, con branqueo por cloro, ten lugar un elevado número de reaccións químicas, que dan orixe a novas substancias, entre elas os organoclorados. As dioxinas, un tipo de organoclorados, son as substancias de maior toxicidade coñecidas.

2.3.2. Escorrentia urbana de vías de transporte motorizado

As escorrentias urbanas causan efectos adversos sobre os medios receptores. Os primeiros estudos identificaron o tráfico urbano como unha fonte importante de contaminantes. A composición química das escorrentias procedentes de vías de alta capacidade inclúe sólidos, hidrocarburos, hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAH: pireno, fluoranteno, fenantreno), metais pesados (Cu, Zn, Cd, Pb), cloruros, nutrientes, substancias para o desxeo, fenois, e herbicidas aplicados nas marxes. A maior parte dos contaminantes están asociados ás partículas en suspensión da auga de escorrentia, aínda que unha parte tamén se atopa disolvida. Algúns autores indican que esta contaminación resulta preocupante en vías nas que circulan máis de 30.000 vehículos por día.

As características da escorrentia de vías de tráfico dependen do rexime de chuvias, da densidade do tráfico, da deposición atmosférica, das prácticas de mantemento da vía, e do tipo de drenaxe da vía. Observan-se grandes variacións nas características da escorrentia, tanto no que corresponde aos primeiros lavados como en xeral.

Os efectos podemos-los dividir en tres categorías: estratificación química da masa de auga receptora por causa dos cloruros, cambios na calidade das augas, e efectos tóxicos que contribúen a perda de biodiversidade. A estratificación por causa do cloruro ten-se observado en pequenos lagos, e limita o transporte de oxíxeno até as zonas inferiores. O cambio na calidade das augas, incluído o incremento da concentración de cloruros, provoca un incremento na conductividade, deposición de sedimentos con elevadas concentracións de metais pesados e hidrocarburos, e a desaparición de determinadas especies bénticas e doutro tipo. O aporte de tóxicos supón un problema especial, ao tratar-se de pulsos intermitentes de contaminantes, con efectos tanto agudos como crónicos.

Entre as prácticas de manexo desta contaminación teñen-se empregado os biofiltros (barreiras de vexetación), áreas de infiltración, zonas húmidas naturais ou construídas, zaxas de filtración, lagoas para escorrentias, e dispositivos para a separación de graxas e aceites. Estas operacións permiten a decantación de moitos dos contaminantes e a eliminación dun 50-60% dos mesmos, incluíndo a captación de metais por determinadas macrófitas.

Estudios realizados en Inglaterra (Matby *et al*, 1995. Environmental Toxicology and Chemistry, Vol. 14, Nº6, pax. 1079-1092) demostran que augas a baixo do cruce coas autoestradas existe un notábel incremento da concentración de diversos contaminantes nos sedimentos, tais como hidrocarburos totais, hidrocarburos aromáticos, e metais pesados. Observase así mesmo un incremento na auga de metais pesados e aniões específicos. Encontrase unha relación entre a contaminación por hidrocarburos e o potencial de contaminación da autoestrada (lonxitude do tramo lavado en relación ao caudal do leito). Entre os hidrocarburos poliaromáticos achouse como predominante o fenantreno, o pireno e o fluoranteno; mentres que os metais pesados dominantes son o Zinc, cadmio, cromo, e chumbo. Obsérvanse diferencias na composición e biodiversidade das comunidades de macroinvertebrados situadas río arriba e río abaixo do cruce da autoestrada.

Outro estudo (Marsalek *et al*, 1999. Wat.Sci. Tech, Vol. 30, Nº 12, pax. 33-39) pon de manifesto a maior toxicidade das escorrentias procedentes das zonas de rodadura en relación coa escorrentia urbana en xeral. Estudaron-se catorce áreas urbanas, incluíndo dúas vías de alta densidade de circulación separada (Vías A.D.), zonas urbanas xerais e tamén efluentes de escorrentia procedentes de lagoas de tratamento, e empregaron-se diversos bioensaios para determinar a ecotoxicidade. Un 20% das mostras procedentes das vías de circulación mostraron toxicidade severa, en comparación con só o 1% das mostras correspondentes a escorrentias de zonas urbanas xerais e 0% no caso de efluentes tratados (ver gráfico).

2.3.3. Aspectos relacionados coa toxicidade

As substancias tóxicas caracterizan-se en primeiro lugar pola intensidade do efecto tóxico que provocan. Xeralmente, o que se fai é determinar qué concentración provoca a morte dun 50% dunha poboación animal ou microbiana nun tempo t (habitualmente 96 horas). Isto dá lugar ao **índice de toxicidade** LC_{50} (96 h). O mesmo concepto se utiliza para un efluente residual, pero agora, o correspondente índice LC_{50} (96 h) indica-nos a concentración en porcentaxe (% da auga residual en auga pura, ou porcentaxe de dilución) que provoca unha mortandade do 50% despois de 96 horas de contacto. Dependendo da especie ou organismo utilizado no ensaio, o tempo pode ser tamén de 24 ou 48 horas.

Devido ao longo tempo que implica a realización das determinacións anteriores con testigos de campo, é habitual a utilización de técnicas máis rápidas, como o ensaio de bioluminiscencia (métodos Microtox ou Lumistox), hoxe considerado como un dos ensaios oficiais para a determinación da toxicidade. Este método fai uso dunha bacterias liofilizadas ou conxeladas, que se rexeneran no momento da análise, e permite obter respostas en tempos de 15-25 minutos, expresando-se o resultado como EC_{50} (concentración efectiva para un 50% de redución da emisión de luz). No CUADRO 2.3 presentamos os resultados da aplicación deste método ás augas do río Brandelos.

Un dos problemas que presentan estes métodos de determinación da toxicidade é a súa laboriosidade, polo que cada vez se utilizan menos os ensaios que manexan peixes, para confiarnos en ensaios como o de bioluminiscencia. Isto agrava a crítica que se fai á estes métodos de control, ao considerar que a información obtida de calquera test de toxicidade é sempre parcial. Que unha substancia non mostre toxicidade intensa ao cabo de 15 minutos, ou de 96 horas, non significa que a súa introdución no medio ambiente (no ecosistema) sexa inócua. Ten-se apuntado por iso que a única solución realmente satisfactoria ao problema dos tóxicos é a súa prevención en orixen, evitando que cheguen a xenerar-se.

Ademais da intensidade do efecto tóxico, serán necesarios outros parámetros para definir dunha forma máis completa os efectos destas substancias no medio ambiente. Teremos que considerar por tanto:

- **A toxicidade.** Toxicidade aguda e toxicidade crónica.
- **A biodegradabilidade ou persistencia no medio natural.** Mentres algunhas substancias se transforman ou destrúen ao entrar en contacto co medio acuático, xeralmente pola acción dos microorganismos presentes no medio (biodegradación), así como por procesos físico-químicos, outras substancias permanecen inalterábeis durante un longo periodo de tempo, ou mesmo de forma indefinida.
- **A bioacumulación.** Moitas substancias tóxicas, aquelas de carácter hidrófobo ou lipófilo, entre as que podemos considerar moitos plaguicidas, organofosforados e organoclorados, hidrocarburos, fenois, etc, acumulan-se nos tecidos graxos dos animais acuáticos, en concentracións que poden resultar da orde de dez mil até un millón de veces superiores ás concentracións no medio acuático.
- **O poder cancerixeno e de mutación.** Allás dos efectos tóxicos inmediatos (LC_{50} 96h), un número elevado de substancias presentan efectos a máis longo prazo, como a aparición de cancro ou de mutacións xenéticas na descendencia.
- **O efecto sobre o sistema inmunolóxico.** Un dos aspectos menos coñecido da acción

dos tóxicos no organismo. pero ao que comeza a dar-se-lle unha importancia crescente, é a súa capacidade para reducir as defensas naturais dos organismos fronte ao contaxio e padecimento de enfermidades mais ordinarias. É notorio o caso da dioxina, cuxos efectos sobre o sistema inmunolóxico se manifestan a concentracións unhas 100 veces inferiores ás que causan cancro.

Comentaremos a continuación os problemas relacionados co mercurio, como exemplo dun metal pesado. O mercurio é un dos metais pesados de maior toxicidade. No medio natural, pola acción dos microorganismos, o ion mercurio converte-se en metilmercurio (CH_3Hg) ou dimetilmercurio ($(\text{CH}_3)_2\text{Hg}$). Este último é volátil, polo que en boa parte se pode perder na atmosfera. O metilmercurio, á súa vez, presenta un elevado potencial de bioacumulación, concentrando-se nos tecidos dos peixes, resultando posíbel que a súa concentración supere os 15-20 mg/l que se consideran tolerábeis (Ramallo, 1996). A través da dieta alimentaria, o metilmercurio pode acumular-se en órganos vitais como o cerebro ou o fígado, ou ben nos fetos. Un caso de intoxicacións múltiples foi o da bahía de Minamata, no Xapón, onde morreron numerosas persoas e outras ficaron afectadas pola elevada concentración de mercurio (até 110-130 ppm) no peixe, como consecuencia dos vertidos de fábricas de cloro-álcali.

3. XESTIÓN DA CONTAMINACIÓN. DEPURACIÓN

3.1. LEXISLACIÓN

3.1.1. Introducción: a Lei de Águas de 1985

O marco legal no Estado Español basea-se na Lei de Aguas (Lei 29/1985) do 2 de Agosto de 1985, desenrolada posteriormente a través de diferentes Reais Decretos e Ordens Ministeriais, que interpretan as Directivas CEE sobre este particular. Na Lei de Aguas regula-se a protección do dominio público hidráulico, isto é a calidade das águas continentais, tanto superficiais como subterráneas; os cauces de correntes naturais, contínuas ou discontinúas; os leitos de lagos e lagoas, e os de encoros en cauces públicos. Regula ademais o rexime administratrativo-financieiro da calidade de águas e dos vertidos de ágaus residuais, a través do denominado canon de vertido.

A lexislación actual proíbe con carácter xeral afectar vertidos directos ou indirectos que contaminen as águas, exceptuando aqueles que teñan autorización administrativa concedida polo correspondente Organismo de Conca (Art. 92 da Lei de Aguas). O Organismo de Conca ten facultade para suspender temporalmente a autorización do vertido, desde o momento en que se incumpren as condicións establecidas, ou tamén para modificar estas. A suspensión definitiva corresponde ao goberno.

Outras disposicións legais son as O.M. de 23-XII-1986 e 19-XII-1989 acerca da regulación de vertidos e canon de vertidos, e as O.M. de 12-XI-1987 e 13-III-1989 que regulan os vertidos de determinadas substancias tóxicas e perigosas.

Por outro lado, a lexislación relativa ao tratamento e vertido de águas residuais comprende tanto normativas europeas como autonómicas, e mesmo ordenanzas municipais. Nos últimos anos da-se un proceso de adaptación de certas normativas xerais da Unión Europea, sexa ben a nivel de estado ou a nivel autonómico. O criterio xeral que se poderia aplicar é o de que no ámbito mais amplo se fixan os mínimos a cumprir (normativa europea) e no ámbito mais local se fixan os máximos. É dicir, a normativa europea non é a mais exixente, senon a xeral de obrigado cumprimento, que estados e entes locais poden facer mais restrictiva. Porén, a propia normativa europea contempla excepcións, en casos concretos, nos que a norma local pode ser menos restrictiva, cando as condicións obxectivas así o aconsellan.

3.1.2. Dominio Público Hidráulico e Canon de Vertido

3.1.2.1. A normativa estatal

O Reglamento de Dominio Público Hidráulico foi aprobado por R.D. 849/1986 de 11 de Abril, no que se regula entre outros aspectos:

- a) os procedimentos para obter as autorizacións de vertido,
- b) relacións de substancias contaminantes,
- c) cálculo da carga contaminante e canon de vertido,
- d) tipificación de infraccións, denuncias e sancións.

Os vertidos gravarán-se con un canon, cuxo importe depende do volume, do tipo de vertido (segundo unha clasificación en tres clases para as diferentes industrias: Clase 1, 2 e 3), e do tratamento previo a que fose submetido (clasificación en tres táboas segundo a concentración de contaminantes: Táboas I, II e III). A respecto das condicións de vertido, a Taboa I indica o

máximo de contaminantes que pode levar un vertido, que poderá ser rebaixado por parte do Organismo de Conca, en determinadas condicións, por exemplo se o caudal de vertido é superior á décima parte do caudal mínimo que circula polo cauce receptor. A calidade deste vertido (Táboa I) é similar á dunha água residual urbana de concentración média-alta. As outras dúas táboas teñen efecto unicamente a hora de calcular o canon de vertido.

O importe do canon (I) será o resultado de multiplicar a carga contaminante (C), expresada en unidades de contaminación, polo valor ou prezo (P) que se asigne á unidade de contaminación:

$$I = C \times P$$

A unidade de contaminación define-se, á súa vez, como a contaminación vertida en águas residuais domésticas por unha poboación de 1000 habitantes durante un ano. Para o seu cálculo, considerará-se que a xeración de contaminación de orixen doméstico é a seguinte:

- 90 g MES/hab.día
- 61 g MO/hab.día

Para os restantes vertidos de águas residuais, establece-se unha baremación en relación ás ágas domésticas. Determinará-se a carga contaminante C da seguinte forma:

$$C = K \times V$$

onde V é o volume do vertido, en m³/ano, e K un coeficiente que depende da natureza do vertido segundo as táboas recollidas no Anexo ao Tit. IV do R.D. 849/1986.

O valor ou custo da unidade de contaminación fixará-se en función da planificación hidrolóxica de forma que se cubra o financiamento necesario para acadar os obxectivos de calidade. Mentres tanto, o R.D. fixou con carácter xeral e transitório un valor de 500.000 ptas.

3.1.2.2. Competencias da Comunidade Autónoma de Galiza

As competencias en materia de abastecimento de águas, saneamento e outras están transferidas á Comunidade Autónoma de Galiza polo R.D. 1870/1985, de 11 de setembro (BOE N° 247, de 15 de outubro). Asimesmo están transferidas competencias en materia de conservación da natureza en xeral (reguladas por diversos reais decretos) e en materia de ordenamento do litoral e vertidos ao mar (R.D. 659/1985, de 17 de abril; BOE N° 115, de 14 de maio).

Con base a estas competencias, a comunidade Autónoma de Galiza desenrolou diferentes normativas propias, entre elas a Lei de Protección Ambiental de Galicia (Lei 1/1995 de 10 de xaneiro) e, mais especificamente relacionado co tema que nos ocupa:

- Lei reguladora da Administración Hidráulica de Galiza: Lei 8/1993, de 23 de xuño (DOG N° 125 do 2-7-93).
- Decreto 27/1996, de 25 de xaneiro, polo que se aproba o Regulamento de desenvolvemento lexislativo do capítulo IV da Lei 8/1993, reguladora da Administración Hidráulica, relativo ao Canon de Saneamento (DOG N° 23 do 1-2-96).

Este Regulamento adopta un procedemento para o establecemento, cálculo ou estimación e cobro do Canon de saneamento. A base imponible do canon será, alternativamente (Art. 7):

- O número de unidades de contaminación medidas ou estimadas no vertido.
- O volumen de água utilizado ou disponible.

Cando o aproveitamento do recurso (captación) é realizada polo contribuinte aplicará-se

o primeiro procedemento sempre que a cuota resultante da medida directa das unidades de contaminación resulte superior á deducida do volume de água utilizado.

Para a estimación da carga contaminante empregarán-se os seguintes parámetros (Artigo 10):

a) Matéria en Suspensión (MES), medida a sua concentración na água depois da solubilización dos sais solúveis.

b) Sais Solúveis (SOL), pola condutividade (a 25 °C), expresada en Siemens por centímetro e multiplicada polo volume do vertido en metros cúbicos: SOL en S/cm x m³.

c) Matérias Oxidáveis (MO), pola sua concentración na água unha vez repousadas as materias decantáveis en 2 horas, aplicando a ecuación $MO = (2/3) \times DQO$, onde DQO é a Demanda Química de Oxíxeno.

d) Metais Pesados (MP), en unidades de mg/l de Equimetal, obtidos pola seguinte fórmula:

$$\text{mg Equimetal/l} = \frac{(200 \times \text{mg Hg/l} + 40 \times \text{mg Cd/l} + 40 \times \text{mg Pb/l} + 4 \times \text{mg Cr/l} + 2 \times \text{mg Cu/l} + 2 \times \text{mg Ni/l} + 1 \times \text{mg Zn/l})}{n}$$

onde n é o número de metais realmente analisado.

e) Matéria Inibidoras (MI), medidas unha vez decantada a água durante 2 horas, mediante o test de inibición de mobilidade de *Daphnia-magna-Strauss* ou ben o test de inibición da luminiscéncia de *Photobacterium phosphoreum*, en unidades de Equitox. Cando hai presenza simultánea de MI e SOL, MI reducirá-se en 70 Equitox por cada S/cm x m³ de SOL.

Os métodos analíticos e procedimentos a seguir nas determinacións dos parámetros anteriores establecen-se no Anexo 1 do decreto, e coinciden fundamentalmente coas normas AFNOR.

Segundo se recolle no Artigo 11, para a determinación obxectiva da carga contaminante, o Consello da Xunta de Galiza aprobará por decreto as táboas que conteñan as clases de actividades, as suas magnitudes características e os coeficientes específicos de contaminación correspondentes a cada actividade. A carga contaminante determinará-se multiplicando as magnitudes características da actividade polos coeficientes específicos obtidos en función dos parámetros de contaminación definidos.

Os usos da água clasifícan-se, a efectos de aplicación do canon (Artigo 13), entre usos domésticos e usos industriais, establecendo-se que serán usos industriais aqueles nos que o consumo de água sexa superior á 3.000 m³/ano, ou cando sendo inferior, a contaminación ponderada resulta superior á de 200 habitantes equivalentes, considerando que cada habitante equivalente xera 90 g MES/día e 57 g MO/día. Esta ponderación fará-se da seguinte forma:

$$P = 0,5 \text{ MES} + \text{MO} + 8 \text{ SOL} + 22 \text{ MP} + 100 \text{ MI}$$

onde cada un dos parámetros se expresa en kg/día, e sendo P o resultado ponderado.

3.1.3. A Calidade exixível ás águas naturais

O Regulamento da Administración Pública da Agua e da Planificación Hidrolóxica, aprobado por R.D. 927/1988 do 29 de xullo, establece as características básicas de calidade das águas e a ordenación dos vertidos de águas residuais. A calidade mínima das águas naturais regula-se en función dos usos a que sexan destinadas: para a produción de agua potábel, para baño, para a vida dos peixes, ou para a cria de moluscos.

3.1.3.1. Calidade exixida ás águas superficiais para que sexan destinadas á potabilización

O R.D. 927/1988 de 29 de xullo clasifica as águas en tres categorías (A1, A2, e A3), dependendo das súas características e do tipo de tratamento que sexa necesario para volvé-las potábeis:

- Tipo A1: Tratamento físico simple e desinfección
- Tipo A2: Tratamento físico normal, tratamento químico e desinfección
- Tipo A3: Tratamento físico e químico intensivos, afino e desinfección.

Este R.D. foi modificado polo R.D. 1541/1994 de 8 de xullo. A continuación recollen-se algúns dos parámetros guía que han de cumprir as águas de cada tipo:

Parámetro	A1	A2	A3
pH	6.5-8.5	5.5-9	5.5-9
SS (mg/l)	25	-	-
DQO (mg/l)	-	-	30
DBO ₅ (mg/l)	3	5	7
Amoniaco (mg N/l)	0.04	1.2	3.3
Fosfatos (mg PO ₄ ³⁻ /l)	0.27	0.47	0.47
Nitratos (mg NO ₃ /l)	50	50	50
....			

3.1.3.2. Calidade para a vida dos peixes (de salmónidos, S, e ciprinidos, C).

As águas superficiais clasifícan-se, no que respecta á súa calidade para a vida dos peixes, en águas salmonícolas (Tipo S) e águas ciprinícolas (Tipo C), en función precisamente daquelas características de calidade que son exixíbeis para a vida dos salmóns (salmón, truita, reo, etc) ou dos ciprinidos e outros peixes como a perca e a anguila.

A continuación indicamos os valores guía e os límites superiores de algúns parámetros para que as augas podan ser clasificadas como Tipo S ou Tipo C, resultando totalmente inadecuadas para a vida dos peixes aquelas que superen os límites máximos do Tipo C.

Parámetro	Tipo S	Tipo C
pH	6-9	6-9
SS (mg/l), máximos:	25	25
DBO ₅ (mg/l), máximos:	3	6
Amoniaco (mg N/l), valor guía:	0.04	0.2
- valor máximo:	0.78	0.78
Fosforo Total (mg PO ₄ ³⁻ /l), valor guía:	0.2	0.4
Zinc total (mg Zn/l)	0.3	1.0
Cobre solúvel (mg Cu/l)	0.04	0.04
....		

3.1.3.3. Aptitude das águas para seren aptas para o baño

A cualidade de águas para baño relaciona-se principalmente coa presenza de determinadas substancias químicas nocivas por contacto coa pel ou por inxestión, e especialmente coa presenza de contaminación microbiana. Deve-se ter en conta tamén a cualidade estética, que se pode ver afectada pola presenza de flotantes ou de aceites inmiscuíveis.

Entre os parámetros cuantitativos mais importantes achan-se os seguintes, relativos á contaminación microbiana:

Parámetro	máximo
Coliformes totais / 100 ml	10.000
Coliformes fecais / 100 ml	2.000
Estreptococos fecais / 100 ml	100
Salmonellas	0
Enterovirus	0
....	

3.1.3.4. Calidade das águas para a cria de moluscos

Fixan-se algúns criterios cuantitativos e cualitativos mínimos que deberán reunir as águas destinadas ao crecemento de moluscos ver R.D. 927/1988 ou ben a Instrucción do Consello da UE do 30-10-79 (79/923/CEE).

3.1.4. Directiva europea sobre depuración e vertido de águas residuais urbanas e industriais

A última Directiva Europea sobre o tratamento de águas residuais urbanas e certos vertidos industriais (todos aqueles que se achen conectados á rede de saneamento público) é a **directiva 91/271/CEE** de 21 de maio de 1991, na cual se establece como necesario un tratamento secundario destes efluentes residuais. Esta directiva fixa os seguintes prazos límites para acadar o saneamento considerado necesario:

- Ano 2000 para todos os vertidos procedentes de poboacións maiores de 15000 habitantes equivalentes.
- Ano 2005 para vertidos procedentes de aglomeracións de 10000-15000 habitantes equivalentes.
- Ano 2005, igualmente, para vertidos procedentes de aglomeracións de 2000-10000 habitantes equivalentes que vertan para a águas doces ou estuários.

Nesta directiva diferencia-se entre zonas sensíveis, e zonas menos sensíveis, indicando que os vertidos que se efectuen a zonas sensíveis (todas aquelas con risco de ver-se afectadas de algunha forma polos vertidos, alta relación de caudal vertido/caudal medio receptor, pola escasa mobilidade das águas, previsión de posíbel eutrofización, etc), deberán ser sometidas antes de 1988 a un tratamento terciario, que elimine ao menos un 82% do nitróxeno e do fósforo.

Como zonas menos sensíveis só poderán clasificar-se aquelas zonas de água marina de grande mobilidade, nas que os vertidos menos tratados non supoñan efecto negativo algún na zona ou nas zonas adxacentes. Neste caso, os efluentes residuais de poboacións de entre 10.000 e 150.000 habitantes equivalentes, consideraran-se suficientemente depurados se se aplica un tratamento primario tal que supoña a redución dun 50% dos SS e un 20% da DBO₅. Este criterio poderá ser aplicado igualmente aos vertidos a águas doces en zonas menos sensíveis, quando

procedan de poboacións entre 2000 e 10.000 h.e. En cualquier caso é preceptivo un estudo que indique que os vertidos non terán efecto sobre o medio ambiente.

Directiva 91/271/CEE. Obxectivos de tratamento das águas residuais urbanas (domésticas e industriais)		
	Concentración máxima	Depuración mínima
Caso A: Vertido en condicións xenéricas		
DBO ₅	25 mg/l	70-90%
DQO	125 mg/l	75%
SS	35 mg/l	90%
Caso B: Vertidos en zonas sensíveis		
Fósforo total	1-2 mg/l	80%
Nitróxeno total	10-15 mg/l	70-80%
Caso C: Vertidos en zonas menos sensíveis		
DBO ₅	-	20%
SS	-	50%

3.1.5. Directiva europea sobre o controle de substancias perigosas na agua

A Directiva 76/464/CEE regula a xestión e control da contaminación causada por determinadas substancias perigosas na agua. Clasifica as substancias perigosas en dúas grandes categorías. A primeira, chamada lista negra ou lista I, comprende as substancias máis perigosas en función da súa toxicidade, persistencia e bioacumulación no medio acuático, correspondentes ás seguintes familias:

- organoclorados e organo-haloxenados en xeral,
- organofosforados,
- compostos orgánicos do estaño,
- substancias carcinóxicas ou mutaxénicas en xeral,
- compostos de cadmio e mercurio,
- aceites minerais e hidrocarburos,
- cianuros.

A segunda categoría, denominada lista gris ou lista II, agrupa outras substancias que poden causar un efecto nocivo inferior, entre elas o cobre, zinc, nitritos, compostos de plomo e fósforo, e os metais radioactivos.

O obxectivo da Directiva é a eliminación da contaminación causada polas substancias da lista negra, de forma que as cantidades vertidas deven ser tais que non teñan ningún efecto negativo, e reducir a contaminación causada polas substancias da lista gris, neste caso a través de programas de redución, con prazos de execución.

A lista negra actual comprende 129 substancias. De entre elas, algunhas teñen sido obxecto de regulación específica (posteriores directivas): mercurio, Cadmio, algúns plaguicidas, e organoclorados; ou están contidas nunha lista vermella de urxente regulación. As substancias da lista negra que non teñan sido reguladas por Directivas específicas deberán ser consideradas como da lista gris, até a súa posterior regulación.

3.2. PLANIFICACIÓN HIDROLÓXICA. A SITUACIÓN NA GALIZA

A Lei de Águas contempla a planificación hidrolóxica, a través dos Planos Hidrolóxicos de conca, cuxos obxectivos son *"conquerir unha mellor satisfacción das demandas de auga e equilibrar o desenvolvemento rexional mediante o incremento das disponibilidades do recurso, protexendo súa calidade, economizando seu emprego e racionalizando seus usos, en harmonía co medio ambiente e os demais recursos naturais"* (Art. 38.1).

A Lei de Águas dispón que poderán ser declarados de protección especial concas ou tramos de concas, aquíferos e masas de augas en virtude das súas características naturais ou interese ecolóxico (Art 41). A clasificación de ditas zonas debe-se recoller nos planos hidrolóxicos, de tal modo que a protección ambiental debe prevalecer sobre os restantes aspectos da planificación hidrolóxica.

As responsabilidades na xestión da auga na Galiza están divididas, correspondendo-lle a Xunta as concas de Galiza Costa, mentres que as concas intercomunitarias, que supoñen a maior parte do territorio galego, están en mans do Ministerio, se ben a Xunta conta con competencias en abastecimento e saneamento.

O retraso na aplicación dos principios e liñas de actuación contidos na lexislación básica (Lei de augas de 1985 e normativas europeas) resulta evidente cando aínda hoxe a aplicación do canon de saneamento é deficiente, e os planos hidrolóxicos non foron aprobados ou aplicados (só recentemente se aprobou o de Galiza-Costa).

3.2.1. O contido dos planos hidrolóxicos de conca

O contido dos planos hidrolóxicos de conca deberá ser o seguinte (Art. 40 da Lei de Águas):

- 1- Inventarío dos recursos hidráulicos, con estimación cuantitativa (caudais), de calidade, e de distribución temporal de ditos recursos no ámbito de cada conca (distribución xeográfica).
- 2- Usos e demandas existentes e previsíbeis, diferenciando ao menos en canto a abastecimento, uso agrario, uso industrial, produción de enerxía, e demandas medioambientais (para protección e conservación da natureza).
- 3- Criterios de prioridade e compatibilidade de usos, que poden ser diferentes para cada conca, unidade territorial ou inclusive tramos dun río.
- 4- Asignación e reserva de recursos para a conservación e recuperación do medio natural, entre eles a fixación do chamado caudal ecolóxico.
- 5- Calidade das augas e ordenación de vertidos, de tal forma que a asignación de usos que se realice deberá ser compatíbel coa calidade das augas exixida para o mantemento da vida acuática, o baño, a potabilización, etc, segundo a clasificación ambiental e ecolóxica que se teña feito do río ou tramo do río.
- 6- Medidas para a conservación e recuperación do recurso e do entorno afectado.
- 7- Planos hidrolóxico-forestais e de conservación de solos da Administración.
- 8- Directrices para a recarga e protección de aquíferos.
- 9- Infraestruturas básicas.
- 10- Outras determinacións.

En relación ao consumo de auga e xeración de augas residuais por indústrias, aglomeracións urbanas e actividades en xeral, teñen especial importancia os contidos a que fan referencia os puntos 3 (prioridade na captación e limitación de caudais) e 5 e 9 (calidade dos efluentes residuais e infraestruturas de saneamento requeridas).

3.2.2. Obxetivos de calidade para os ríos

Estes obxectivos de calidade deberán ser establecidos polos planos hidrolóxicos para cada tramo de río. Hoxe podemos acudir aos textos existentes para termos unha idea dos obxectivos propostos para o futuro. A calidade prevista para os ríos da Conca Norte I (ver preproxecto do Plan Hidrolóxico Norte I) son de águas aptas para salmónidos na práctica totalidade dos cauces, de forma combinada con categoría A2 nos tramos médios e baixos e categoría A1 nos tramos de cabeceira. Establecen-se polo tanto obxetivos de calidade máxima nos tramos de cabeceira, recollendo a necesidade de recuperar as especies salmonícolas nos nosos ríos (Soto, 1994).

4. VERTIDOS RESIDUAIS E CONTAMINACIÓN DAS ÁGUAS

4.1. CLASIFICACIÓN E ORIXEN DOS EFLUENTES RESIDUAIS

As águas residuais constitúen calquera resíduo líquido no que o componente maioritario é a água, contando ademais coa presenza doutros componentes que, a modo de impurezas, constitúen os contaminantes da água. Estes contaminantes poden ser de tipo físico, químico, térmico, biolóxico, etc. Cando a concentración e estado destes contaminantes é tal que lle dan unha aparencia pastosa ou sólida, o resíduo deixa de considerarse unha água residual para considerarse un resíduo sólido.

As águas residuais son tais en canto reúnen as características de resíduo, é dicir, cando son destinadas ao abandono ou deposición no medio natural ou en instalacións destinadas a tal fin por parte do seu poseedor.

Desde o punto de vista da súa orixen, as águas residuais poden-se clasificar en seis grandes grupos, que a súa vez se subdividen en diversas ramas, segundo a seguinte relación:

Clasificación segundo orixen:

- Domésticas, orixinadas nos fogares en actividades cotidianas (baño, cociña, retrete...).
- Servizos: xeneradas no sector do comercio, administración e outros servizos:
 - Mercados
 - Hostelería
 - Hospitais
 - Oficinas
 - Instalacións deportivas
 - Tendas fotográficas, de limpeza, laboratorios urbanos...
 - Laboratorios e instalacións científicas
 -
- Escorrentías:
 - Urbana
 - Vías de tránsito rodado
 - Instalacións e áreas industriais
 -
- Industriais: xeradas nas instalacións produtivas:
 - Industria química
 - Forestal
 - Alimentaria
 - Automóvil

- Metalurxia
- Acabados metálicos
- Textil
- Curtidos
- Plantas termoeléctricas
-
- Mineiras: xeradas nas explotacións mineiras, ben en procesos de extracción, ou de lixiviación en entulleiras.
- Agrogandeiras: orixinadas nas actividades agrícolas e gandeiras:
 - Xurro de granxas de vacuno
 - Xurro de granxas de porcino
 - Efluentes de silos de forraxe
-
- De instalacións de descontaminación e/ou de xestión de residuos:
 - Lixiviados de Vertedeiros de RSU
 - Plantas de tratamento RSU (separación en destino, compostaxe, incineración...).
 - Plantas de tratamento de RTPs
 - Plantas de depuración de águas residuais (novas correntes residuais xeradas no proceso de depuración...).
-

A orixen das águas residuais é o factor determinante das súas características, tanto polo que se refere ao tipo de contaminantes presentes (matérias oxidábeis ou materia orgánica, materiais en suspensión, elementos nutrientes, substancias tóxicas de orixen biótico ou xenobiótico, etc) como á súa concentración. Outros factores, tais como os hábitos da poboación, o tipo de procesos industriais, a aplicación de medidas de minimización e/ou prevención, condicionantes técnicos, etc, tamén inflúen nas características das águas residuais.

No que se refere ao volume, os caudais poden ser moi diversos, resultando polo xeral adecuado o establecemento de rangos de caudais ou volumes específicos, sexan por habitante e día, sexan por tonelada de produto fabricado, por empregado e día, etc. Neste sentido, mentres os caudais de águas domésticas varían só dentro dunha pequena marxen, no caso dos efluentes industriais poden ser moi variábeis, tanto dun tipo de industria a outro como dentro da mesma industria, e incluso dentro do mesmo tipo de proceso.

A táboa seguinte mostra-nos a orixen dalgúns dos efluentes residuais de maior incidencia no noso país e, a modo orientativo, algunhas das características máis salientábeis. Esta táboa foi elaborada no 1986, e desde entón, a configuración dos diferentes sectores pode ter cambiado. Faltan por recoller aquí algúns efluentes como os de tipo mineiro, os procedentes de centrais térmicas, e os correspondentes á maioría das industrias de tipo químico.

Orixen e características dos principais vertidos de águas residuais na Galiza (situación no 1986)

URBANAS		DQO = 250 - 1000 SS, N, P, patóxenos
LIXIVIADOS	Vertedeiros RSU V. residuos industriais	DQO = 3000-45000 Tóxicas (metais pesados, c. orgánicos)
AGROGANDEIRAS		
Xurro de porcino	1800 explotacións 1500 m ³ /día	DQO = 10000-50000 SS, AMONIACO
Xurro de vacún		iden. anterior
LÁCTEAS	59 INDÚSTRIAS	Lactosa, proteínas, desinfectantes
Queixarias	200000 m ³ soro/ano	DQO = 400-3000
Leitarias	2000000 m ³ /ano	
CÁRNICAS	32 MATADEIROS	Graxas, proteínas, SS
vacún	456000 m ³ /ano	
Porcino	200000 m ³ /ano	
FORESTAL		
Celulosas	Ence en Pontevedra 96000 m ³ /día	DQO = 1000-3000, SS, Compostos de enxofre, fenólicos, organoclorados, dioxinas...
Taboleiros de fibras	4 indústrias	DQO = 10000-40000, SS lignina, fenólicos
PELETEIRAS	62 indústrias	DQO = 2000-20000, SS, Sulfuros, Cromo...
CONSERVAS MARIÑAS	172 indústrias	Graxas, proteínas, sais DQO = 3000-30000, SS
PETROQUÍMICA	Repsol	Hidrocarburos, c. fenólicos, metais pesados...

Os datos de DQO aoparecen en ppm (ou mg/l).

Outra clasificación de interese é aquela que atende ás características predominantes dos efluentes residuais, e que determinan a viabilidade dun ou doutro tipo de tratamento. Así, podemos considerar:

- Efluentes residuais urbanos: a súa concentración é polo xeral reducida, sendo os contaminantes principais os sólidos en suspensións e a materia orgánica oxidábel. Aos efluentes doutros sectores pode-se-lle requerir un pretratamnto coa finalidade de rebiaxar a súa concentración até a orde de magnitude das águas urbanas, previamente ao seu vertido á alcantarilla.

- Águas residuais de elevada carga orgánica e alta biodegradabilidade: efluentes da industria agroalimentar (conserveiras, lácteas, cárnicas, etc), taboleiros de fibras, lixiviados de vertedeiros xovens de residuos sólidos urbanos, entre outras.

- Efluentes agro-gandeiros: xurros de vacún e porcino, caracterizados por un alto contido en materia orgánica, especialmente da fracción de materiais en suspensión e de tipo lignínico. Conteñen asimesmo elevadas concentracións de nitróxeno. Son de biodegradabilidade média.

- Aguas residuais de celulosas de celulosa kraft e de branqueo por cloro: a súa concentración orgánica pode ser reducida, pero caracterizan-se por unha baixa biodegradabilidade (ligninas e derivados) e alta toxicidade. Os caudais son polo xeral moi elevados. Conteñen baixa concentración en elementos nutrientes.

- Efluentes de minas e actividades extractivas: conteñen sólidos en suspensión de tipo inorgánico, poden ser moi ácidas, e conter cantidades elevadas de metais pesados.

- Efluentes de diversos procesos industriais: caracterizan-se pola súa elevada especificidade.

As características promédio dalgúns efluentes de diferente tipo son as mostradas a continuación:

Principais características dalgúns efluentes residuais						
Efluente	SS g/l	DQO g/l	N mg/l	P mg/l	Biodegra- dabilidade	Toxicidade
Celulosa	0.5-0.9	1.1-3.3	-	-	25-55%	si ^a
Taboleiros de fibras	0.5-2.5	27-53	10	30-80	94%	si ^b
Conservasmariñas	1-4	4-60	1000-5000	60-220	80-95%	¿?c
Ind. Lácteas	0.1-1.4	0.6-10.4	10-80	4-50	>98%	¿?c
Matadeiros	1-6	1-5	50-180	40	>90%	¿?c
Lixiviados	0.7-2.4	4.5-9.8	800-1600	1-7.5	60-70%	si ^e
Xurro de vacún	-	30-80	3000	1500(P ₂ O ₅)	25-50%	¿?c
Xurro de porcino	10-30	50-100	4300	4100(P ₂ O ₅)	50-80%	¿?d
Polígonos industriais	0,1-2	0,2-4	5-500	0-30 (PO ₄ ³⁻ -P)	20-80%	¿?f
Águas residuais urbanas	0,1-0,3	0,3-1	20-85	6-20 (PO ₄ ³⁻ -P)	70-80%	¿?

^aElevada toxicidade, devida a derivados fenólicos e organoclorados (AOX), de difícil biodegradabilidade.

^bToxicidade devida ao fenol, cresol, taninos, etc, parcialmente biodegradáveis (74%). ^cXeralmente non conteñen elementos tóxicos, aínda que o amoníaco pode acadar niveis de toxicidade. Noutros casos, os tóxicos poden aparecer eventualmente, na forma de substancias usadas na limpeza ou en tratamentos sanitarias. ^dAlíás do amoníaco, pode conter cobre en concentracións tóxicas. ^eToxicidade devida a metais pesados, principalmente. ^fVertido global de toxicidade media variábel, que pode incluír vertidos específicos de elevada toxicidade.

4.2. CAUDAIS E CARGA CONTAMINANTE

Algúns datos indicativos sobre a orixen dos contaminantes e as zonas de vertido son os apresentados na seguinte táboa.

Unidades de contaminación (u.c.c.) dos vertidos realizados en diferentes ámbitos das Concas de Galiza-Costa.		
Zona de vertido	Vertidos Urbanos	Vertidos Industriais
Rias principais*	281.4	392.0
Outras rias e costa	58.5	46.8
Cauces interiores de Galiza-Costa	68.6	434.3
Total Galiza-Costa	408.5	873.1

* Rias de Vigo, Pontevedra, Arousa, Coruña e Ferrol. Fonte: Plan Hidrolóxico de Galiza-Costa. COTOP, maio 1993.

Como podemos observar, mais do 60% da carga contaminante verte-se ao mar, maiormente no interior das rias. Dos vertidos que se realizan ao mar, algo mais da metade (un

56%) proceden de instalacións industriais localizadas fora dos núcleos urbanos. O outro 43% corresponde aos vertidos de tipo urbano, que engloban tanto as águas residuais domésticas como os efluentes de pequenas indústrias, talleres, etc, localizados no interior das zonas urbanas e que verten a través do alcantarillado público. Podemos concluir, por tanto, que a maior fonte de contaminantes é a industria, aínda non sendo desprezable a contaminación procedente estritamente dos efluentes domésticos.

Outros datos que permiten unha comparación de interese, e referidos unicamente aos vertidos a águas costeiras, son os apresentados a continuación:

Algúns vertidos a águas costeiras galegas		
Orixen	Caudal (millóns de m ³ /ano)	COD* (millóns de kg/ano)
Vertidos urbanos**	153	18.5
Vertidos da Industria conserveira galega	10	12.5
Vertidos de Ence/Elnosa	27	7.7

*COD: Carbono Orgánico en Disolución. **Vertidos correspondentes a totalidade da poboación costeira, aproximadamente 1.400.000 habitantes, máis aos vertidos industriais urbanos. Fonte: F. Pérez e L. Vila, Cerna Nº 12, páx. 10-13 (1994).

A industria conserveira configura un dos sectores de grande importancia na economía do país, achando-se distribuída principalmente na costa, con máis dun centenar de factorías. Os efluentes residuais destas indústrias caracterízanse pola elevada concentración de diferentes contaminantes, de tal forma que cun volume de vertido que apenas atinxe o 7% do volume dos vertidos urbanos, aportan unha carga orgánica próxima ao 70% da correspondente a estes últimos. Algo similar ocorre co vertido dunha única industria, a factoría de celulosa e de cloro de Ence/Elnosa en Pontevedra: o caudal de vertido desta industria aproxima-se ao 18% do correspondente ao conxunto dos vertidos urbanos á costa, pero a súa carga orgánica supera o 40%. Conxuntamente, conserveiras e Ence/Elnosa verten menos caudal, pero maior cantidade de contaminantes que a totalidade dos vertidos urbanos.

As águas residuais urbanas están constituídas polos diferentes vertidos residuais xerados no medio urbano e que son obxecto dunha recollida e evacuación conxunta. Polo xeral, estas águas urbanas compoñen-se da totalidade dos vertidos do sector doméstico e comercial orixinados no ámbito, e por diversos vertidos industriais que se poden xerar dentro do ámbito urbano ou nas súas proximidades. Estes últimos poden ser obxecto ou non dalgún tipo de tratamento previo. A modo de exemplo, presentamos a continuación os resultados dunha analítica dos vertidos urbanos da bisbarra coruñesa.

CARACTERÍSTICAS DOS VERTIDOS URBANOS DA ÁREA METROPOLITANA DE A CORUÑA (BENS) (ano 1999)

Parámetro	Promedio	Máximo	Mínimo
<i>pH</i>	7,29 ± 0,22	6,89	7,76
<i>Conductividade (mS)</i>	4,69 ± 2,98	13,77	0,63
<i>Temperatura (°C)</i>	16,46 ± 3,41	8,8	22,8
<i>Absorción (215nm)</i>	1,24 ± 0,41	0,61	2,46
<i>DQOt (mg/l)</i>	696,18 ± 257,11	1280	190,9
<i>DQOs (mg/l)</i>	238,41 ± 77,95	396,8	88,2
<i>SS (mg/l)</i>	359,25 ± 139,92	794	130
<i>SSV (mg/l)</i>	275,00 ± 124,36	692	104
<i>Alc. Total (mgCaCO₃/l)</i>	47,98 ± 6,71	57,6	36
<i>Sulfatos (mg/l)</i>	235,21 ± 139,21	690	56
<i>Fosfatos (mgP/l)</i>	3,38 ± 1,40	5,4	0,57
<i>NH₃ (mgN/l)</i>	24,75 ± 7,86	40,63	12,2
<i>Graxas (mg/l)</i>	158,45 ± 286,96	1468	32,6
<i>NTK (mgN/l)</i>	31,65 ± 11,56	50,50	8,7
<i>EC₅₀ (%)</i>	87,34 ± 61,51	297,18	28,74
<i>DBO₅ (mg/l)</i>	310,61 ± 143,81	640	80
<i>DBO_L (mg/l)</i>	370,23 ± 189,71	790	90
<i>Cl⁻ (mg/l)</i>	1527,17 ± 1208,95	5848,20	120
METAIS PESADOS (conc. total en mostras dixeridas)			
<i>Cr (µg/l)</i>	25,8 ± 8,6	45,4	13,0
<i>Mn (µg/l)</i>	94,5 ± 27,2	142,0	31,0
<i>Fe (µg/l)</i>	1760,8 ± 759,5	3661,0	604,0
<i>Ni (µg/l)</i>	13,8 ± 4,9	24,0	6,8
<i>Cu (µg/l)</i>	61,3 ± 20,8	124,0	37,7
<i>Zn (µg/l)</i>	229,8 ± 59,7	346,0	105,0
<i>As (µg/l)</i>	19,1 ± 15,7	51,0	3,4
<i>Ag (µg/l)</i>	10,6 ± 3,9	17,1	4,8
<i>Cd (µg/l)</i>	0,6 ± 0,2	1,2	0,2
<i>Sn (µg/l)</i>	18,7 ± 13,0	52,8	3,6
<i>Pb (µg/l)</i>	43,1 ± 13,8	71,3	13,6

Para os efluentes de tipo industrial, é posíbel atopar rangos de caudais e cargas contaminantes específicos, é dicir, por tonelada de produto, para a maioría dos procesos industriais. Henze et al (1995) presenta-nos algúns valores para os efluentes globais de diferentes indústrias. Dado o carácter específico dos efluentes de cada sector industrial, o estudo das súas características ha de realizarse necesariamente por tipo de procesos, diferenciando mesmo, na medida do posíbel, un proceso doutro dentro da mesma fábrica.

5. A SITUACIÓN DOS RIOS GALEGOS

A rede básica de control da calidade das águas, pertencente á *Dirección General de Obras Hidráulicas* (Ministerio) conta con 12 estacións na Galiza. Existen unha rede complementaria dependente da Confederación Hidrográfica do Norte e diferentes estudos de investigación realizados por equipas universitarias e doutros centros.

Neste sentido, as águas fluviais das concas de Galiza Costa foron analizadas en diversas campañas polo grupo de investigación dos profesores Antelo Cortizas e Arce Vázquez, do Dpto. de Química Física da Universidade de Santiago. Estes investigadores tamén realizaron algúns estudos sobre as águas das Concas galegas intercomunitarias, que se veñen a sumar aos datos do seguimento realizado polo Ministerio.

5.1. CONCAS DE GALIZA-COSTA

Na campaña do ano 1993 seleccionaron 93 estacións nos ríos de Galiza-Costa e determinaron 24 parámetros físicoquímicos, elixidos pola súa importancia para determinar a calidade das águas conforme aos criterios establecidos nas diferentes directiva da CEE.

Toda esta información permite-nos unha avaliación global da situación de contaminación das águas fluviais, aínda que moitos focos de contaminación que afectan dunha forma clara a pequenos tramos dos ríos escapan a esta análise.

Dada a imposibilidade de presentar todos e cada un dos parámetros de caracterización das águas sobre os que se dispón de información, ademais da dificultade que supón facer-mos unha idea da situación dos ríos neste nivel de análise, procederemos a unha valoración máis global, empregando para isto dous tipos de criterios.

En primeiro lugar analizaremos os resultados obtidos par ao índice de contaminación químico (ICQ). Este índice ten por obxectivo determinar nun único parámetro numérico a situación do río. A súa definición é a seguinte:

$$ICQ = [\text{SUM } (V_i/V_{Li})]/n$$

Onde V_i representa o valor medido do parámetro i , V_{Li} o valor límite (xeralmente máximo) do parámetro i , e n o número de parámetros. O valor límite elixira-se en función das condicións que se quere que reunan as águas (destino), e así podemos definir un índice ICQ_{A1} en relación coa calidade das águas para a potabilización.

Loxicamente, un valor de $V_i/V_{Li} > 1$ indica que a água non é indicada para un determinado uso. Sin embargo, o índice global ICQ non ten un límite claro, pois o seu valor non depende unicamente dos parámetros que superan os límites senon tamén daqueles que poden estar moi por debaixo do límite. Así, un valor de $ICQ > 1$ indicará sempre água deteriorada, pero esta deterioración xa comeza a valores inferiores a unidade, por exemplo, arredor de $ICQ = 0,5$.

Como criterio para asinar un valor de referencia ao ICQ podería servirmos o valor que toma este índice en zonas do río claramente non contaminadas. Desta forma, cando analizamos a evolución do ICQ ao longo do río, calquera variación acusada deste indica un cambio nas características das águas.

A modo de exemplo ilustrativo, veremos o valor do ICQ_{A1} nos puntos de mostreo dos ríos das concas galegas (Antelo e Arce, 1996). O valor medio do ICQ_{A1} nos ríos de Galiza Costa sitúase

en 0,4. Analizando o gráfico, poderíamos concluir que aqueles puntos nos que o ICQ_{A1} supera o valor de 0,5 corresponden a situación de degradación das águas, nas que non se da unha calidade suficiente para a potabilización tipo A1. Como os valores A1 están próximos aos de águas salmonícolas, nestes tramos tampouco se reunirían as características para a vida dos samónidos.

Esta situación da-se en 12 estacións distribuídas por concas da seguinte forma: Masma (1 estación), Ouro (1), Landro (1), Eume (2), Mero (3), Anllóns (1, as restantes tamén con valores próximos a 0,5) e Ulla (3).

En segundo lugar, analizaremos os mapas de calidade das águas para a potabilización obtidos polos referidos investigadores (Antelo e Arce, 1996) para o ano 1993, para ambas concas. Segundo a clasificación das águas superficiais en os tipos A1, A2 e A3 recollida na lexislación, e denominando calidade A4 a aquelas águas con características peores ás do tipo A3, os referidos autores obtiveron os mapas que adxuntamos.

Na seguinte táboa resumimos a información relacionada coas zonas de contaminación que se observaron neste estudo.

CONCA	Estación	Zona	Vertidos	Parámetros
MASMA	4	Deterioro no Masma a partir da desembocadura do Valiñadares		NH ₃ ,
OURO	11	Tramo final		NH ₃ ,
LANDRO	17		Vertidos dunha piscifactoria	
XUVIA	29		Vertidos urbanos de San Sadurniño	NH ₃ ,
EUME	35,36	Punta na zona de As Pontes e impacto até a desembocadura	Vertidos de Endesa	pH ácido (<6 en todo o río), Sulfatos, NH ₃ ,
MERO	63, 64,65	No afluente Valiñas e parte final do Mero		Nitratos
ANLLÓNS	71	Paso por Carballo	Vertidos urbanos e industriais	DBO, SS, NH ₃ , PO ₄ ³⁻ , patóxenos, O.D.
ULLA (Sar)	114,1 16	Todo o río	Vertidos de Santiago e EDAR A Silvouta	DBO, SS, NH ₃ , P, patóxenos, O.D.
ULLA (Brandelos)	113	Desde Ponte Besaña até a desembocadura do Deza e afluente Brandelos	Vertidos da entulleira da Mina de Riotinto en Touro	pH ácido, sulfatos, metais pesados, toxicidade

5.2. CONCAS GALEGAS INTERAUTONÓMICAS

Os mesmos autores realizaron (Antelo e Arce, 1996) un estudo dos tramos galegos dos ríos desta conca en 1993, seleccionando un total de 100 estacións. Trata-se das concas do Eo, Navia, Limia, Támega, Miño, Sil e os afluentes destes dous.

Dispomos do gráfico do índice de contaminación química (ICQ) para as diferentes estacións e do mapa de calidades para potabilización. O valor do ICQ medio é de 0,25. Podemos considerar un total de 12 estacións que presentan un valor de ICQ maior de 0,4, claramente distanciados do ICQ nos tramos de río próximo. Por outro lado, outras 13 estacións mostran valores de ICQ

entre 0,25 e 0,4, indicando un deterioro menos acusado pero si apreciable.

A continuación resumimos a información dispoñíbel sobre os tramos máis deteriorados.

CONCA	Esta- ción	Zona	Vertidos	Parámetros
MIÑO (Lugo)	21,22 , 23	Paso pola cidade e EDAR de Lugo, e afluente Rato contaminado	Vertidos urbanos de Lugo	DBO, SS, NH ₃ , Nitritos, PO ₄ ³⁻ , patóxenos
MIÑO (Portomarín)	27		Lixeiro deterioro xeral	Nitritos
MIÑO (Ourense)	52,53	Paso pola cidade e recepción dos afluentes Lonía e Barbaña fortemente contaminados	Vertidos urbanos e industriais (polígono San Cibrao da Viñas)	DBO, SS, NH ₃ , Nitratos, Nitritos, PO ₄ ³⁻ , patóxenos
BAIXO MIÑO	66,68	Afluente Louro altamente contaminado	Vertidos urbanos de O Porriño e do Polígono Industrial	
SIL	2,4,5		Vertidos urbanos e industriais de Ponferrada	DBO, SS, NH ₃ , Nitratos, Nitritos, PO ₄ ³⁻ , patóxenos
LIMIA	75	Baixo caudal no río ao paso por Xinzo	Vertidos urbanos de Xinzo	DBO, SS, NH ₃ , Nitritos, PO ₄ ³⁻ , patóxenos, O.D.
TÁMEGA	83		Vertidos urbanos de Verín	NH ₃ , Nitritos
CABE	31	Contaminado desde Monforte		DBO, NH ₃ , Nitritos, PO ₄ ³⁻

BIBLIOGRAFIA

1. Antelo, J.M. e Arce, F. As características físicoquímicas das augas superficiais. En As Augas de Galicia. F. Díaz-Fierros Viqueira (Ed). Consello da Cultura Galega, 1996, Santiago.
2. F. J. Río Barga e F. Rodríguez Lestegás. Os Ríos Galegos. Consello da Cultura Galega, 1992, Santiago.
3. Soto, M. , 1994. Tratamento de augas residuais. En Os resíduos na Galiza. VV.AA. Bahía Ed. A Coruña.
4. Hernandez, R., 1990. Depuración de augas residuales. Ed. Paraninfo, Madrid.
5. Ramalho, R.S., 1991. Tratamiento de augas residuales. Ed. Reverté, Barcelona.
- Valerio, E. 1991. La legislación europea del medio ambiente: su aplicación en España. Ed. Colex, 1991.
6. Pérez, F. e Vila, L. A contaminación e deterioro das rias galegas. Cerna Nº 12, páx. 10-13 (1994).
7. Proxecto de Directrices do Plan Hidrolóxico das Concas de Galiza-Costa. COTOP. Dirección Xeral de Obras Hidráulicas, maio 1993.
8. Plan Hidrolóxico Norte I. Confederación Hidrográfica do Norte, xuño 1992.
9. M.C. Veiga, A. Fereiro, M. Soto, I. Ruiz, M.J. Vega e R. Blázquez. Caracterización de efluentes residuales procedentes de polígonos industriais. Ingeniería Química, 28(325), 95-100 (1996).
10. Koopman, B. e Bitton, G. Toxic screening in wastewater systems. In *Toxicity Testing Using Microorganisms*, pp. 101- 132, vol. II, Boca raton, F. 1986.
11. Henze, H., Harremoës, P., Jansens, J. & Arvin, E. Wastewater treatment. Springer-Verlag, New York (1995)

Relación de textos legais:

- Ley de Aguas. Ley 29/1985 de 2 de Agosto. BOE N° do 8 de Agosto de 1985.
- Reglamento del Dominio Publico Hidráulico. Real Decreto 849/1986 de 11 de Abril. BOE N° 103 do 30 de Abril de 1986.
- Reglamento de la Administración Publica del Agua y de la Planificación Hidrológica. R. D. 927/1988 de 29 de Xullo. BOE do 31 de Agosto de 1988.
- Reglamentación técnico-sanitaria para el abastecimiento y control de la calidad de las Aguas Potables de Consumo Público. R. D. 1138/1990 de 14 de Setembro, BOE N° 226 do 20 de Setembro de 1990.
- Lei reguladora da Administración Hidráulica de Galiza: Lei 8/1993, de 23 de xuño (DOG N° 125 do 2-7-93).
- Decreto 27/1996, de 25 de xaneiro, polo que se aproba o Regulamento de desenvolvemento legislativo do capítulo IV da Lei 8/1993, reguladora da Administración Hidráulica, relativo ao Canon de Saneamento (DOG N° 23 do 1-2-96).
- Tratamiento de aguas residuales urbanas, Directiva del Consejo de 23 de mayo de 1991, Directiva 91/271/CEE, D. O. C. E., N° L. 135/40, do 30 de maio de 1991.
- Control do vertido de substancias perigosas: Directiva 76/464/CEE, D.O. L129, do 18 de maio de 1976.