

# ELIMINACIÓN BIOLÓGICA DE NITRÓXENO EN AUGAS RESIDUAIS

---

*Juan M. Lema*

Universidade de Santiago de Compostela

## 1. INTRODUCCIÓN

---

A contaminación das augas implica necesariamente unha limitación do seu uso, admitíndose distintos niveis ou graos de contaminación segundo sexan destinadas ó consumo humano, a actividades recreativas, á cría de moluscos ou outras especies ou a actividades industriais. Neste senso, a contaminación implica a presenza de substancias ou formas de enerxía que afectan negativamente a algún dos usos que se lle poida dar á auga.

A orixe da contaminación pode deberse a fenómenos naturais (fenómenos de erosión que provocan unha contaminación por partículas en suspensión ou ás cinzas procedentes da erupción dun volcán), ou derivados da actividade humana (antropoxénicos), como por exemplo as augas residuais urbanas, os vertidos procedentes de actividades industriais ou a contaminación xerada polo uso extensivo de praguicidas ou fertilizantes en agricultura.

Segundo sexa a natureza dos contaminantes, pódese falar de contaminación física (sólidos ou substancias que poden modifica-las súas características organolépticas,...), enerxética, biolóxica (microorganismos presentes nas feces...) ou química (materia orgánica como restos de proteínas, carbohidratos, graxas, urea, etc., e materia inorgánica como amoníaco, sulfato, cloruro, sodio, etc.).

Neste traballo trátase o estudio da contaminación producida polos compostos de nitróxeno nas augas residuais e preséntanse os procesos de tratamento biolóxico que permiten a súa eliminación.

## 2. ORIXE E EFECTOS DO NITRÓXENO NAS AUGAS RESIDUAIS

---

Nas augas residuais o nitróxeno pode aparecer en moi diferentes formas, en sete estados de oxidación. Dende o punto de vista da calidade das augas, os compostos de maior interese

son: nitróxeno orgánico, amoníaco ( $\text{NH}_3$ ), nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ) e nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ). Na natureza, a transformación natural entre as distintas formas de nitróxeno regúlase polo ciclo de nitróxeno. O ciclo, naturalmente, debería estar balanceado pero debido principalmente

ás actividades humanas, pode ter lugar a acumulación dalgúns compostos, rompendo así o equilibrio ecolóxico. Na táboa 1 indícanse algunhas fontes de contaminación por compostos nitroxenados de orixe industrial de importancia en Galicia.

Efluente	SS (g/L)	DQO (g/L)	N (mg/L)	P (mg/L)	Outras substancias
Taboleiros de fibra	0,5-2,5	27-53	10-50	30-80	lignina e fenólicos
Conservas mariñas	1-4	4-60	1000-5000	60-220	graxas, proteínas e sales
Ind. Lácteas (sen soro)	0,1-1,4	0,6-1,5	10-80	4-50	lactosas proteínas e desinfectantes
Ind. Lácteas (con soro)	1-2	5-10	100-250	25-50	
Matadoiros	1-6	1-5	500-1500	40	graxas, proteínas e SS
Lixiviados	0,7-2,4	4,5-9,8	800-1600	1-7,5	tóxicos (metais pesados)
Zurros de vacún	-	30-80	3000	300	SS e amoníaco
Zurros de porcino	10-30	50-100	4300	800	SS e amoníaco

Táboa 1: Fontes de contaminación de compostos nitroxenados de orixe industrial.

## 2.1 Ciclo do nitróxeno

Na figura 1 amósase esquematicamente o ciclo do nitróxeno e

indícanse as principais conversións que poden ter lugar. A seguir móstranse as principais fases que compoñen o ciclo.

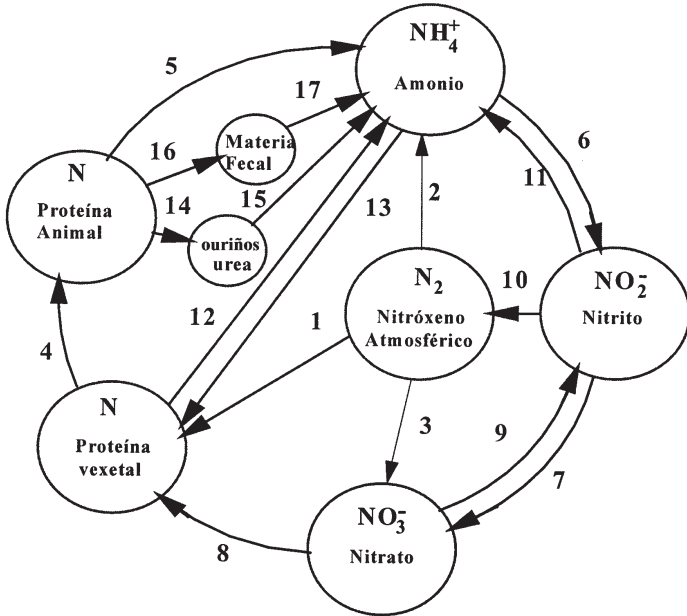


Figura 1: Representación esquemática do ciclo do nitróxeno. 1- Fixación biolóxica (bacterias ou algas), 2- Fixación química, 3- Fixación nas treboadas, 4- Alimentación animal, 5- Morte e descomposición biolóxica, amonificación, 6- Nitrificación, 7- Nitrificación, 8- Asimilación, 9- Desnitrificación, 10- Desnitrificación, 11- Redución biolóxica (redución asimilatoria e disimilatoria), 12- Morte e descomposición, amonificación, 13- Asimilación, 14- Micción, 15- Hidrólise da urea, 16- Defecación, 17- Descomposición biolóxica, amonificación.

**Fixación do nitróxeno atmosférico**, levada a cabo por unha serie de bacterias especializadas que transforman o nitróxeno atmosférico no amoníaco que se necesita para a formación de biomasa (paso 1).

**Amonificación**, consistente na ruptura de diferentes compostos nitrogenados, o que dá como resultado a formación de amonio (pasos 5, 12, 15, 17). O proceso é realizado por un grupo moi heteroxéneo de bacterias aerobias e anaerobias.

**Nitrificación**, proceso polo cal o amonio sofre unha oxidación a nitrito ou nitrato e que pode ser levado a cabo por bacterias autótrofas e heterótrofas (pasos 6 e 7).

**Reducción disimilatoria do nitrato**, que transcorre pola acción de diferentes microorganismos, polo xeral bacterias fermentativas. Nesta transformación o nitrato e o nitrito son empregados como aceptores de electróns, e queda reducido a amonio (paso 11).

**Reducción asimilativa do nitrito e o nitrato**. Gran parte das bacterias, en ausencia de amonio, empregan esta vía como fonte de nitróxeno necesaria para a síntese de biomasa (paso 11).

**Desnitrificación**. As bacterias desnitrificantes son as responsables de retornar á atmosfera o nitróxeno fixado, en forma de nitróxeno molecular principalmente (pasos 9 e 10).

Nas augas residuais a maior parte do nitróxeno atópase como nitróxeno amoniacal, orixinado trala descomposición de materiais proteicos. Nalgúns casos, cando a contaminación é producida por fertilizantes inorgánicos ou por algún proceso industrial poden atoparse, tamén, cantidades significativas de nitrato, nitrito ou ambos.

## 2.2 Problemas que causan os compostos de nitróxeno

As principais fontes de contaminantes de nitróxeno nas augas e o solo

proveñen dos fertilizantes naturais (esterco e estrume animais) e artificiais (subministrados xeralmente como urea, amoníaco e nitrato) e das augas residuais, tanto industriais coma urbanas.

O problema ambiental máis frecuentemente asociado coa presenza en exceso de nitróxeno nas augas é a eutrofización, proceso polo cal, debido ó enriquecemento das augas en nutrientes (nitróxeno e fósforo), ten lugar unha veloz propagación de algas e formas superiores de vida, e prodúcese efectos indesexables no equilibrio dos organismos e da calidade das augas. En numerosos países, a eutrofización dos mares, esteiros, lagoas e lagos, debida á presenza de nutrientes, estase a converter nun problema de relevancia. En Galicia, estes procesos poden ter tamén a súa importancia, sobre todo nos ríos e nas rías onde asenta a maior presión demográfica e industrial do país, e nas que recae boa parte do peso da súa economía.

O principal problema da toxicidade por amonio deriva da súa forma non ionizada ( $\text{NH}_3$ ) que pode afectar negativamente á fauna piscícola, xa que unha concentración de poucos mg/L de amoníaco libre resulta tóxica. Unha lixeira variación nas condicións físico-químicas das augas (pH, T) pode modifica-lo equilibrio químico, incrementando así a fracción de amoníaco libre e, consecuentemente, a toxicidade.

As formas oxidadas, especialmente o nitrito, poden causar serios problemas procedentes da formación de nitrosamidas e nitrosaminas e, en casos de contaminación aguda, poden provoca-la metahemoglobinemia.

### 3. NITRIFICACIÓN / DESNITRIFICACIÓN BIOLÓXICA

A eliminación de compostos de nitróxeno de augas residuais pode acadarse en sistemas de tratamento físico-

-químicos ou biolóxicos. No primeiro caso pódense citar como máis significativos, a desorción do amonio, o intercambio iónico e a oxidación química con cloro. A aplicación destas tecnoloxías só é recomendable en ocasións moi particulares (altísimas concentracións de amonio ou nitrato en augas residuais de pequeno caudal). A alternativa máis realista é o sistema chamado nitrificación-desnitrificación biológica que consta das fases indicadas no esquema da figura 2.

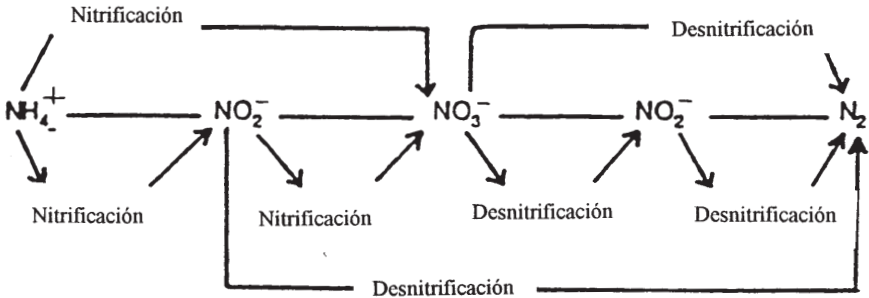


Figura 2: Esquema de nitrificación/desnitrificación biológica

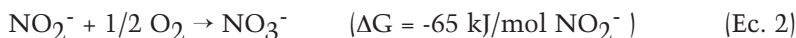
A nitrificación biológica é a oxidación biológica do amonio a nitrito e a nitrato mediante bacterias (etapas 6 e 7 na figura 1). Na desnitrificación biológica, diversas bacterias aerobias facultativas empregan o nitrito ou nitrato como aceptores de electróns para oxidar a materia orgánica, resultando o nitróxeno reducido a nitróxeno molecular (etapas 9 e 10 da

figura 1). A continuación preséntanse algunhas ideas sobre a microbioloxía e bioquímica dos diferentes procesos implicados.

#### 3.1 Microbioloxía e bioquímica da nitrificación

A nitrificación defínese como a oxidación biológica do amonio a nitrato, coa formación de nitrito como

intermediato (ecuacións 1 e 2). Os microorganismos responsables poden ser nitrificantes autótrofos (da familia *Nitrobacteraceae*) ou nitrificantes heterótrofos. As bacterias autotróficas obteñen a súa enerxía da oxidación dos compostos inorgánicos de nitróxeno,



A familia *Nitrobacteraceae* comprende dous grupos: as bacterias amonio-oxidantes e as bacterias nitrito-oxidantes. O xénero amonio-oxidante, bacterias quimiolitotróficas obrigatorias que empregan a oxidación do amonio a nitrito para obter a enerxía necesaria e utilizan o dióxido de carbono como fonte de carbono, comprende as especies *Nitrosomonas*, *Nitrosococcus*, *Nitrospira*, *Nitrosolobus* e *Nitrosovibrio*. Das bacterias amonio-oxidantes a máis comunmente estudada e atopada na natureza é *Nitrosomonas*. Normalmente admítase que a oxidación de amonio nos sistemas de tratamentos de augas residuais é levada a cabo por esta especie, aínda que existen evidencias de que outros xéneros poden dominar en determinados ambientes.

O xénero nitrito-oxidante comprende as especies *Nitrobacter*, *Nitrospira*, *Nitrococcus* e *Nitrospira*.

mentres que as bacterias heterótrofas a obteñen da oxidación de materia orgánica. En ambientes naturais, tales como sistemas de augas residuais, as bacterias quimiolitotróficas son as responsables da produción de nitrito e nitrato.

Obteñen a enerxía necesaria para o crecemento da oxidación do nitrito a nitrato; e a súa principal fonte de carbono é o dióxido de carbono. En presenza de substancias orgánicas as bacterias nitrito-oxidantes poden crecer mixotroficamente. Algunhas, pero non tódalas cepas de *Nitrobacter*, son capaces de crecer heterotroficamente. En pedras, solos e augas frescas é onde se atopan, exclusivamente, os membros do xénero *Nitrobacter* polo que é común referirse a este xénero como o causante da produción de nitrato nos sistemas de tratamento de augas residuais.

No nivel bioquímico, o proceso de nitrificación implica a produción de varios intermediatos por diferentes enzimas. A oxidación de amonio a nitrito comeza coa conversión do amonio a hidroxilamina coa intervención do amoníaco monoosixenado, localizado na membrana (ecuación 3).



En condicións estándar esta reacción é termodinamicamente desfavorable polo que se fai necesario o encaixe dunha segunda reacción, na que intervén o enzima hidroxilamina



onde (HNO) é un intermediato ligado ó enzima. O nitrito é empregado como substrato por *Nitrobacter* que o oxida a nitrato mediante o enzima nitrito-oxidoreductasa (ecuación 2).

### 3.2 Microbioloxía e bioquímica da desnitrificación

A desnitrificación consiste na redución biolóxica do nitrito e do nitrato coa conseguinte formación de nitróxeno gas e, ocasionalmente, diversas cantidades de óxidos de nitróxeno (óxido nitroso e óxido nítrico). Este proceso chámase tamén redución disimilatoria, para distinguilo da redución asimilatoria do nitrato, no que o nitróxeno do nitrito ou nitrato é reducido a amonio, que pola súa vez empregan os organismos no crecemento.

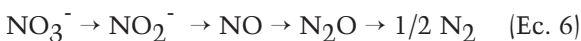
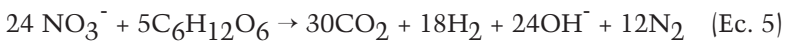
A diferenza da nitrificación, na desnitrificación biolóxica interveñen

oxido-reductasa que está localizado no espazo periplasmático da célula e na que a hidroxilamina é oxidada a nitrito a través dunha reacción en dúas etapas (ecuación 4).

numerosos xéneros de bacterias: *Acinetobacter*, *Alcaligenis*, *Bacillus*, *Halobacterium*, *Hyphomicrobium*, *Micrococcus*, *Moraxella*, *Pseudomonas...*, bacterias aerobias facultativas capaces de emprega-lo nitrito ou nitrato como aceptores de electróns en ausencia de osíxeno. A maioría son heterótrofos mentres que outros medran autotroficamente, empregando hidróxeno.

Para efectua-la desnitrificación cómpre a utilización dunha fonte de enerxía, obtida a partir dun material oxidable. Así, na ecuación 5 preséntase a reacción de desnitrificación empregando glicosa.

O proceso de desnitrificación, aínda que pode simplificarse como se indica na ecuación 5, é un proceso moito máis complexo que pasa por unha serie de reaccións catalizadas por diferentes enzimas (ecuación 6).



### 3.3 Factores que afectan o proceso de nitrificación

Para o deseño e operación dunha planta de tratamento de augas residuais é necesario o coñecemento dos parámetros que afectan ó seu comportamento. A operación baixo condicións fóra do óptimo encarecería o custo do proceso de eliminación do nitróxeno. A continuación faise un repaso dos principais factores que afectan o proceso de nitrificación ou a súa actividade, facendo especial fincapé no efecto que teñen na primeira etapa da nitrificación.

#### Concentración de osíxeno

A concentración de osíxeno disolto ten un efecto significativo no crecemento e actividade das bacterias nitrificantes, ata o punto de ser en moitas ocasións o substrato limitante. Xa que os valores da constante de afinidade para o osíxeno,  $K_s$ , están arredor de 1 g/L e para evitar limitacións pola transferencia de materia, recoméndase manter un nivel de osíxeno disolto superior a 4g/L.

#### Concentración de amoníaco e amonio

O amoníaco, máis có ión amonio, é o substrato que empregan as bacterias amonio-oxidantes. Se se expresa como amonio, o valor da constante de afinidade varía máis amplamente, e estaría arredor de 1 mg N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/L, polo que a velocidade de nitrificación sería de

orde cero para concentracións de amonio maiores de 2,5 mg N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/L.

#### Temperatura

Aínda que a temperatura óptima do proceso está ó redor dos 30° C, a operación de plantas de tratamento raramente ten lugar a temperaturas superiores a 25° C, por razóns de tipo económico. A ecuación 7 describe a variación da velocidade de crecemento coa temperatura entre 5 e 25° C,

$$\mu_{\max} = \mu_{\max,20} \cdot 1,123^{(T-20)} \quad (\text{Ec. 7})$$

onde  $\mu_{\max,20}$  é a velocidade de crecemento máxima a 20 °C e T a temperatura (° C). Por debaixo de 5 °C cesa a actividade das bacterias nitrificantes.

#### pH

O pH óptimo para a actividade de *Nitrosomonas* reportado por diversos autores oscila lixeiramente e atópase entre 7,2 e 8.

#### Inhibidores

As bacterias nitrificantes son sensibles á acción dunha multitude de substancias inhibidoras, ben interferindo no metabolismo xeral da célula, ou ben reducindo a velocidade de formación dos intermediatos. Entre as



substancias inhibidoras máis coñecidas estarían os substratos de cada etapa. Concentracións de amoníaco libre entre 10 e 150 mg/L inhiben *Nitrosomonas*, mentres que concentracións entre 0,22 e 2,8 mg/L inhiben *Nitrobacter*.

### 3.4 Factores que controlan a desnitrificación

---

Existen varios parámetros que afectan decisivamente ó proceso de desnitrificación biolóxica ou a algunha das súas etapas, en diferente medida.

#### Relación C/N

---

O tipo de fonte de carbono ten unha importancia grande na desnitrificación pois afecta ó proceso de dúas formas: pola potencial enerxía que contén, e pola capacidade dos microorganismos para asimilala. Así, por exemplo, os ácidos graxos volátiles (butirato, acetato...) son asimilados con máis facilidade cá sacarosa ou a glicosa. As fontes de materia orgánica que se teñen empregado para desnitrificar son moi variadas: metanol, ácido acético, etanol, acetona, azucre, metano, a propia materia orgánica da auga residual e mesmo a propia biomasa. En teoría, son necesarios 2,86 g de DBO para a redución de 1 g de nitróxeno de nitrato, pero na práctica requírense relacións DBO/N de ata 4 ou 5 para poder manter altas velocidades de desnitrificación.

#### Concentración de nitrato

---

Ten unha importancia relativamente pequena sobre a actividade microbiana cando se trata de cultivos en suspensión. Se a concentración de nitrato é elevada a reacción de desnitrificación pode considerarse como de orde cero con respecto ó nitrato.

#### Osíxeno e potencial RedOx

---

O osíxeno é o principal inhibidor da redución disimilatoria do nitrato; inhibe a actividade das reductasas dos óxidos de nitróxeno e é ademais un aceptor de electróns máis favorable. O proceso de desnitrificación biolóxica ten que levarse a cabo en condicións anóxicas (sen osíxeno) e non é necesario o mantemento de condicións anaerobias (potencial red-ox negativo). En principio, polo tanto, o valor do potencial non ten relación coa concentración de osíxeno senón co estado de oxidación dos compostos na auga residual.

#### pH

---

O seu valor óptimo sitúase entre 7-9, e a etapa de denitrificación resulta a máis sensible ó pH. O pH tamén afecta ó produto final da desnitrificación. Se é superior a 7,3, o produto final é o  $N_2$ , mentres que para valores menores prodúcese  $N_2O$ . Cómpre subliñar que durante o proceso de desnitrificación ten lugar un aumento

de pH, tal como predín as ecuacións estequiométricas (ecuación 4)

#### Temperatura

---

A temperaturas baixas, a velocidade de desnitrificación diminúe acusadamente, e entre 0 e 5° C a penas se detecta actividade desnitrificante. A variación da velocidade específica de desnitrificación ( $q_{dn}$ , expresada en mg N-NO<sub>x</sub><sup>-</sup>/(mg SSV·d)) coa temperatura pode ser expresada mediante a ecuación 8).

$$q_{dn} = q_{dn,20} \cdot \theta^{(T-20)} \quad (\text{Ec.8})$$

onde  $q_{dn,20}$  é a velocidade específica de desnitrificación a 20° C (comprendida entre 0,1-0,3 mg N-NO<sub>x</sub><sup>-</sup>/(mg SSV·d) para reactores de biomasa en suspensión), T a temperatura (° C), e  $\theta$  (un valor que oscila arredor de 1,10 para sistemas de biomasa en suspensión, e comprendido entre 1,05 e 1,07 para sistemas de biofilme.

#### Inhibidores

---

Existe pouca información bibliográfica sobre a natureza das substancias inhibidoras do proceso de desnitrificación. Entre os compostos inhibidores destácanse o amoníaco e o ácido nítrico libre (por riba de 0,13 mg/L de HNO<sub>2</sub>) ó se-lo primeiro o substrato das bacterias amonio-oxidantes e o segundo un intermediato do proceso de desnitrificación. Como a

concentración do ácido nítrico depende do pH, a concentración tóxica acádase con 100 mg/L de nitrito a pH 6,8.

#### 4. TECNOLOXÍA PARA A NITRIFICACIÓN E PARA A DESNITRIFICACIÓN

---

O proceso de tratamento biolóxico de augas residuais require a acción dunha poboación mixta de microorganismos en contacto cos elementos contaminantes da auga. A tecnoloxía que se debe aplicar para cada situación ha procurar logra-lo ambiente o máis favorable posible para que a actividade bacteriana sexa a máxima, tendo en conta que os diferentes grupos tróficos, responsables das diferentes etapas, deben manterse nun equilibrio tal que maximice a velocidade global do proceso.

Tal como acabamos de ver, a nitrificación e a desnitrificación presentan algúns requirimentos físico-químicos semellantes (pH, T) pero completamente opostos en moitos aspectos tales como necesidade de osíxeno, fonte de carbono, etc.

Para poñer en práctica a grande escala e de modo eficaz un proceso biolóxico, empréganse basicamente dous tipos de sistema: a) sistemas con biomasa non adherida, que logran manter no reactor unha concentración elevada de biomasa ben por

recirculación dende un decantador externo ou ben desenrolando un flóculo denso e estable que se mantén dentro do reactor; e b) sistemas con biomasa adherida que basean a retención de biomasa no desenrolo de biopelículas retidas sobre un soporte

que pode ser fixo ou móbil. Na táboa 2 clasifícanse de acordo con esta filosofía os principais sistemas empregados para levar a cabo os procesos de nitrificación ou desnitrificación de maneira individualizada.

Equipos	Desnitrificación	Nitrificación
Biomasa non adherida	Contacto anóxico Tipo UASB	Lodos activos
Biomasa adherida	Filtro anóxico Leito fluidizado	Filtros percoladores Filtros somerxidos Biodiscos Leito fluidizado Reactores <i>air-lift</i>

Táboa 2: Equipos empregados para os procesos de nitrificación e desnitrificación.

A seguir, indícanse para cada un dos procesos as diferentes alternativas dispoñibles, deseñadas para cumpriren cos requisitos e características que, en cada caso, se indican.

#### 4.1 Tecnoloxía para a nitrificación

As principais limitacións do proceso de nitrificación poden, esquematicamente, resumirse nos seguintes puntos:

- Aireación eficaz, mantendo unha concentración de osíxeno disolto superior a 4 g/L.
- Contacto trifásico osíxeno/microorganismo/auga residual.
- Ausencia de carbono asimilable como fonte de crecemento, para evita-la competencia das bacterias heterótrofas.
- pH neutro ou lixeiramente alcalino.
- A velocidade de crecemento dos microorganismos nitrificantes é pequena.

## 4.1.1 Procesos de biomasa suspendida. Lodos activos

O tratamento biolóxico de augas residuais máis estendido na actualidade é o de lodos activos. Neste proceso, a auga ponse en contacto coa auga residual nun tanque aireado onde se promoven a floculación dos sólidos en suspensión cos microorganismos e a oxidación das substancias solubles reductoras. A operación remata nun sedimentador coa separación da auga tratada e o lodo que se recircula de novo ó tanque aireado (figura 3).

Nas unidades de lodos activos parte da biomasa púrgase do sistema, converténdose o seu posterior

tratamento nun novo problema nas plantas de tratamento de augas residuais. A redución da produción de lodos pode acadarse en sistemas de lodos activos diminuíndo a velocidade de carga específica na planta, ou sexa a cantidade de substrato dispoñible por unidade de biomasa e tempo. Isto supón nas plantas de lodos activos un requirimento extra de osíxeno e enerxía, e na práctica a redución de produción de lodo precisa dun aumento adicional do volume e superficie do reactor e do sedimentador xa que a concentración de lodo que se pode manter nestes sistemas está limitada na práctica a un máximo de 3 a 5 g/L.

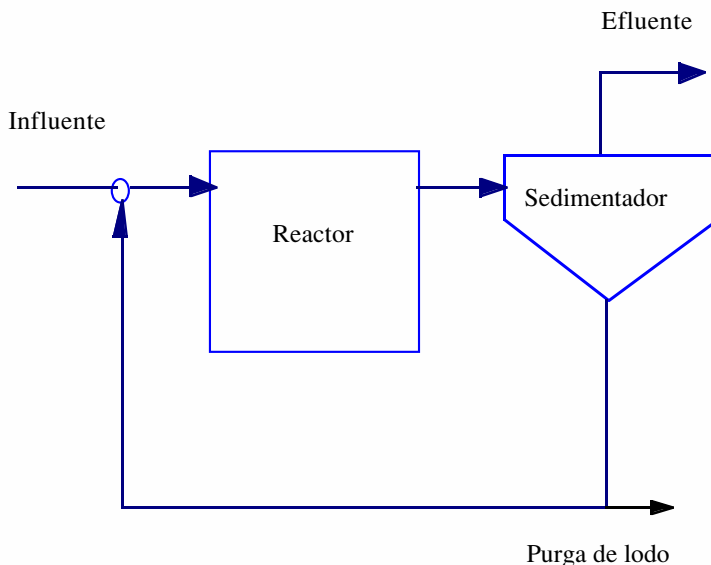


Figura 3: Representación do proceso de lodos activos

En sistemas de lodos activos alimentados con materia orgánica e nitroxenada, a velocidade específica de nitrificación atópase xeralmente por baixo duns  $0,2 \text{ kg N/m}^3 \cdot \text{d}$  e en sistemas nitrificantes de lodos activos alimentados cun medio autotrófico acádanse velocidades específicas de nitrificación de ata  $1,5 \text{ kg N/m}^3 \cdot \text{d}$ .

A pesar de ser unha tecnoloxía asentada e moi estendida, o proceso de lodos activos adoita estar limitado por unha serie de inconvenientes como poden ser: i) a superficie necesaria para a instalación do sistema pode ser moi elevada, ii) producións de lodos moi altas, o que eleva os custos do tratamento; iii) emisión de aerosois, cheiros e presenza de insectos ou aves (gaiotas) na planta, iv) require altos consumos de enerxía nos sistemas de aireación.

#### 4.1.2 Procesos de biofilme

---

A inmovilización de bacterias en biofilmes pode ser levada a cabo de dúas maneiras: i) baixo condicións determinadas os microorganismos forman biofilmes espontaneamente; ii) empregando técnicas de inmovilización artificial, onde os microorganismos medran dentro ou sobre soportes.

A formación natural de biofilmes é debida ó crecemento bacteriano. O grosor do biofilme increméntase, e

este crecemento é contrarrestado polo desprendemento de biomasa, o que, chegado o momento, leva a unha situación estacionaria na que a velocidade de formación de biomasa é igual á do desprendemento. Na inmovilización artificial, ó principio os microorganismos están uniformemente distribuídos no soporte. Debido á difusión de substratos, o crecemento dos microorganismos ten lugar preferentemente na superficie do soporte, e debido á estrutura rixida do soporte empregado o diámetro é constante e o desprendemento de microorganismos non é importante.

Nos sistemas de biofilme a reacción bioquímica non está limitada, polo xeral, pola concentración bacteriana, que chega a ser especialmente elevada (ata  $50 \text{ g-SSV/L}$ ), senón pola velocidade de transferencia dos substratos (osíxeno, nitróxeno e fontes de carbono) da fase líquida ó biofilme ou ben pola velocidade de transferencia de osíxeno da fase gas á fase líquida. Normalmente nos procesos aerobios, o osíxeno é o substrato limitante e dada a baixa solubilidade do osíxeno na auga a velocidade máxima de difusión de osíxeno no biofilme está comprendida entre  $10$  e  $20 \text{ g /m}^2 \cdot \text{d}$ , polo que se poden acadar maiores cargas en sistemas con maior superficie específica do soporte. É posible estima-la velocidade máxima de nitrificación en sistemas de biofilmes, tendo en conta a velocidade máxima

de difusión do osíxeno no biofilme e a estequiometría da reacción de nitrificación ( $4,57 \text{ g O}_2/\text{g N}$ , ecuacións 1 e 2), en  $4,4 \text{ g N}/\text{m}^2\cdot\text{d}$ .

#### a) Biofiltros

Un biofiltro consiste nun leito de soporte que está contido normalmente nunha estrutura cilíndrica aberta á atmosfera, sobre a cal se distribúe uniformemente a auga residual. Sobre o leito de soporte crece adherida a biomasa. A auga residual flúe cara a abaixo pasando sobre o biofilme, e é percorrida nun sistema de drenaxe na parte inferior do filtro. A dirección de circulación do aire normalmente é ascendente; ten lugar a través do espazo oco existente no medio filtrante, e entra pola parte inferior do filtro.

Os biofiltros máis rudos empregan un soporte natural de pedras ou seixos, cun diámetro comprendido entre 25 e 100 mm, de baixa superficie específica,  $40\text{-}70 \text{ m}^2/\text{m}^3$ , que permite unha pequena macroporosidade (40 - 60 %). As alturas dos biofiltros que empregan este tipo de soporte están comprendidas entre 1 e 3 mm e a velocidade de carga hidráulica (incluíndo recirculación) está comprendida entre 1 e 4 nos filtros de baixa carga, e pode chegar ata  $40 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$  nos de alta carga, mentres que a velocidade de carga orgánica está limitada pola baixa superficie específica destes soportes e chega a  $1 \text{ kg O}_2/\text{m}^3\cdot\text{d}$ .

A segunda xeración destes filtros usa soportes construídos con plástico (poliestireno ou cloruro de polivinilo), que teñen maior superficie específica,  $300 \text{ m}^2/\text{m}^3$  e porcentaxe de volume oco, 94-97 %. Debido á menor densidade do recheo, constrúense filtros de ata 12 m de altura. Diversos autores limitan a capacidade destes sistemas entre 1,5 e 2,5  $\text{kg-O}_2/\text{m}^3\cdot\text{d}$ . En sistemas nitrificantes a velocidade de nitrificación está relacionada coa velocidade de transferencia de osíxeno e pode oscilar entre  $1\text{-}1,5 \text{ g N}/\text{m}^2\cdot\text{d}$ .

As principais vantaxes deste proceso son os seus baixos custos de operación e baixo consumo enerxético; ten como principais inconvenientes problemas de malos cheiros, un requirimento relativamente elevado de terreo e taponamento do filtro, especialmente nos de baixa carga orgánica.

#### b) Biodiscos. Contactores biolóxicos rotatorios

Os contactores biolóxicos rotatorios, CBR, máis coñecidos co nome de biodiscos, consisten nunha serie de placas circulares de plástico ou outro material, dispostas sobre eixos horizontais rotatorios e parcialmente mergulladas na auga residual (figura 4). Nestes equipos a biomasa adhírese sobre as placas circulares formando un biofilme que medra ata que as forzas da cizalla, que se exercen no biofilme cando pasa a través da auga, causan o seu

desprendemento parcial, evitando así o crecemento excesivo e a obturación do soporte e acádanse concentracións de biomasa de ata 30 g/L.

A velocidade de rotación destas unidades adoita ser baixa (entre 1 e 3 rpm) estando un 40 % do disco mergullado na auga residual. A carga volumétrica está limitada a uns 2 kg-O<sub>2</sub>/m<sup>3</sup>·d para biodiscos cunha

superficie específica de 200 m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup>. O sistema non debe sufrir sobrecargas orgánicas xa que poden provoca-la diminución da eficacia do sistema, a aparición de organismos indesexables, ou o aumento do grosor da biopelícula. As velocidades de nitrificación proporcionadas na bibliografía están limitadas pola velocidade de transferencia de osíxeno e comprendidas entre de 1,5 g N/m<sup>2</sup>·d e 4,1 g N/m<sup>2</sup>·d.

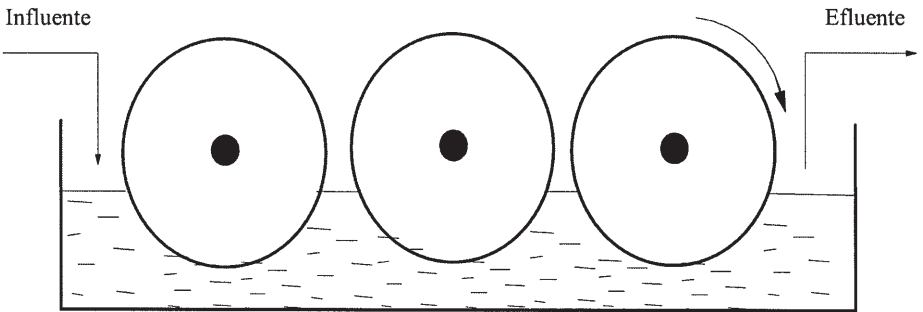


Figura 4: Esquema dun sistema de contactores biolóxicos rotatorios.

Os biodiscos ofrecen unhas vantaxes similares ós sistemas de biofiltros e constitúen unha alternativa atractiva xa que os requirimentos enerxéticos dunha planta de biodiscos son baixos, as esixencias de superficie tamén baixas e a operación sinxela. As principais desvantaxes derivan de diversos problemas mecánicos— aínda que na actualidade están superados este tipo de problemas—, e do alto custo das instalacións.

### c) Filtro mergullado

Os filtros mergullados típicos son unha modificación dos biofiltros, nos que o leito está mergullado continuamente na auga residual e consisten nun reactor cun soporte no cal os microorganismos poden adherirse. Nestes sistemas a auga residual pode alimentarse pola parte inferior ou superior do filtro e o aire subministrarse pola parte inferior do sistema.

Como soportes empréganse diversos materiais tanto naturais coma sintéticos, como o poliestireno, cerámica, area, carbón. Nestes sistemas, o soporte ocupa unha altura de 2 a 3 metros, e ten unha superficie

específica comprendida entre 300 e 500  $\text{m}^2/\text{m}^3$ ; o diámetro do soporte é duns 5 mm. A conversión nestes sistemas está limitada normalmente pola transferencia de osíxeno, 3  $\text{kg-O}_2/\text{m}^3\cdot\text{d}$ .

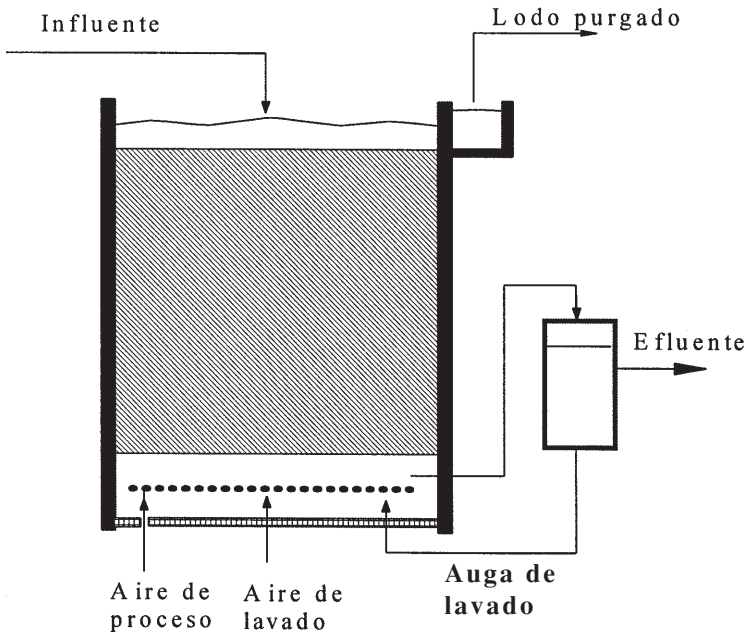


Figura 5: Filtro mergullado.

A capacidade de conversión volumétrica é similar ás que se obteñen nos sistemas de lodos activos, sen ser precisa a construción dun decantador secundario. Para evitar problemas de malos cheiros, estas unidades poden estar cubertas. Os filtros deben ser lavados a contracorrente co obxecto de

retirar parte da biomasa do filtro e evitar incrementos da perda de carga e taponamentos do medio filtrante.

#### d) Leito fluidizado, *airlift*

Nos procesos de biofilme anteriormente sinalados (biofiltros,



biodiscos e filtros mergullados) a velocidade da reacción biolóxica está limitada pola superficie específica do biocatalizador. Para acadar un incremento apreciable da superficie específica pódese diminuí-lo tamaño do soporte empregado; ademais, a velocidade de carga hidráulica pode ser controlada escollendo o tamaño do soporte cunha velocidade de sedimentación axeitada.

Para este fin poden ser empregados os reactores de leito fluidizado e os reactores *airlift*. Usando estes sistemas é posible manter altas concentracións microbianas e á vez altas superficies específicas, co que poden acadarse altas velocidades de conversión. Ademais estes sistemas poden ser pechados con relativa facilidade, evitando desta maneira problemas de ruído e cheiros. Así mesmo, non se precisa de equipos de sedimentación voluminosos e a superficie necesaria para a súa instalación é pequena ó seren sistemas nos que a relación entre a superficie e o volume do sistema é baixo.

#### d.1 Reactores de leito fluidizado (dúas fases)

As unidades de leito fluidizado consisten en torres que conteñen area ou algún outro tipo de soporte de pequeno tamaño. A auga residual pasa en dirección ascendente a través do leito a unha velocidade o

suficientemente elevada como para provoca-la expansión e a fluidización do medio. O biofilme que se forma sobre o soporte é o responsable da depuración da auga residual. A fluidización das partículas realízase recirculando o efluente, e en sistemas aerobios isto serve tamén para subministra-lo osíxeno necesario para a oxidación da materia orgánica ou nitrogenada. Nestes sistemas a superficie específica do recheo empregado está comprendida entre 2000 e 3000 m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup>, mentres que a concentración microbiana oscila entre 8 e 20 g-SSV/L. As velocidades específicas de nitrificación atopadas na bibliografía para estes sistemas están arredor de 4 kg N/m<sup>3</sup> empregando osíxeno puro.

#### d.2 Reactores *airlift*

O comportamento dun reactor de leito fluidizado no que se introduza unha corrente de aire pode ser mellorado considerablemente introducindo un tubo concéntrico de menor diámetro ó externo. Pola parte inferior do tubo interno introdúcese unha corrente de aire para crear unha diferenza de densidade entre o líquido situado entre a parte externa e interna do tubo e provoca-lo tiro ou arrastre do líquido. Neste senso, o aire emprégase para provoca-la mestura do líquido e das partículas sólidas e para subministra-lo osíxeno necesario para as reaccións de oxidación que teñen lugar.

O reactor *airlift* con biofilmes en suspensión consta de dúas partes: un reactor *airlift* na parte inferior e un separador das tres fases na parte superior do reactor (figura 6). O sistema de separación das tres fases emprega un

*airlift* secundario para a separación da fase sólida do gas e do efluente. Debido ás condicións de operación hai suficiente forza de ciralladura para previla formación de biofilmes demasiado grosos.

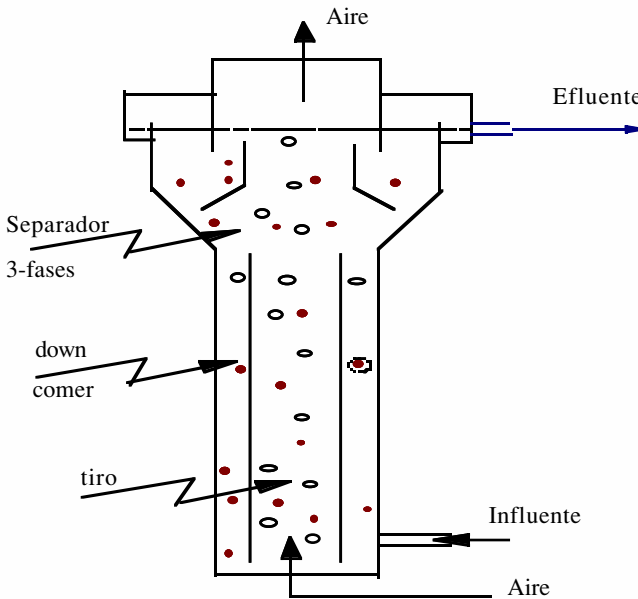


Figura 6: Esquema dun reactor *airlift* con biofilmes en suspensión

A superficie específica do recheo pode chegar ata  $2000 \text{ m}^2/\text{m}^3$ , co que se acadan nestes sistemas concentracións microbianas de ata  $50 \text{ g-SSV/L}$ , mentres que as velocidades específicas de nitrificación chegan ata  $5 \text{ kg N/m}^3\cdot\text{d}$  en función da velocidade superficial do gas, e está

limitada a  $6 \text{ kg N/m}^3\cdot\text{d}$  con velocidades de  $2 \text{ cm/s}$ .

#### 4.2 Tecnoloxía para a desnitrificación

Os procesos que permiten a desnitrificación do nitrito, o nitrato ou ambos producidos nas unidades de

nitrificación teñen unhas restriccións moito menores, debido basicamente a que o proceso pode ser levado a cabo por infinidade de especies microbianas. De seguido se indican as características máis salientables do proceso de desnitrificación.

- Ambiente anóxico (sen osíxeno); non é necesario ambiente anaerobio (potencial red-ox negativo).
- Relación carbono: nitróxeno superior a 4 para asegura-la redución completa a nitróxeno molecular.
- pH superior a 7,4 para evita-la formación de óxidos de nitróxeno.
- A velocidade de crecemento e a actividade específica da flora desnitrificante é elevada.

A etapa de desnitrificación normalmente non é a limitante do proceso. Sen embargo, por razóns económicas existe unha clara tendencia a desenvolver reactores capaces de desnitrificar empregando como fonte de carbono o existente na propia auga residual. Outro problema importante destas unidades é a necesidade de comprobar que na desnitrificación se acada como produto final o nitróxeno gas e non algún óxido de nitróxeno. Os reactores de desnitrificación pódense clasificar segundo o criterio indicado anteriormente, en sistemas con biomasa suspendida e de biofilme.

#### 4.2.1 Equipos con masa suspendida

---

##### a) Contacto anóxico

Este equipo é basicamente o mesmo que o empregado para a dixestión anaerobia. Os problemas que presenta son similares: necesidade dunha boa distribución de influentes e de axitación para promover un bo contacto, necesidade de empregar separadores eficaces que eviten un excesivo lavado da biomasa xa que ó desprenderse nitróxeno a separación sólido-líquido se ve afectada, polo que é moi importante controla-la recirculación.

##### b) Reactores tipo UASB

Este reactor, desenvolvido inicialmente para procesos de tratamento anaerobio, pode ser adecuado se se logra obter un lodo granular que facilmente se retén no reactor. As dificultades de operación que se suscitan son nun principio similares ós reactores UASB convencionais; un problema importante é lograr unha adecuada distribución do substrato que ha de estar constituído pola mestura da corrente de nitratos e da fonte de carbono.

#### 4.2.2 Equipos de biofilme

---

##### a) Filtro anóxico (figura 7)

Este sistema derivado do filtro anaerobio foi empregado a escala de

planta piloto e acadáronse rendementos de desnitrificación entre 89/98 % con efluentes que contiñan ata 400 mg

$\text{N-NO}_3^-/\text{L}$ . Estes reactores poden presentar problemas de atascamento, polo que o deseño do soporte é crítico.

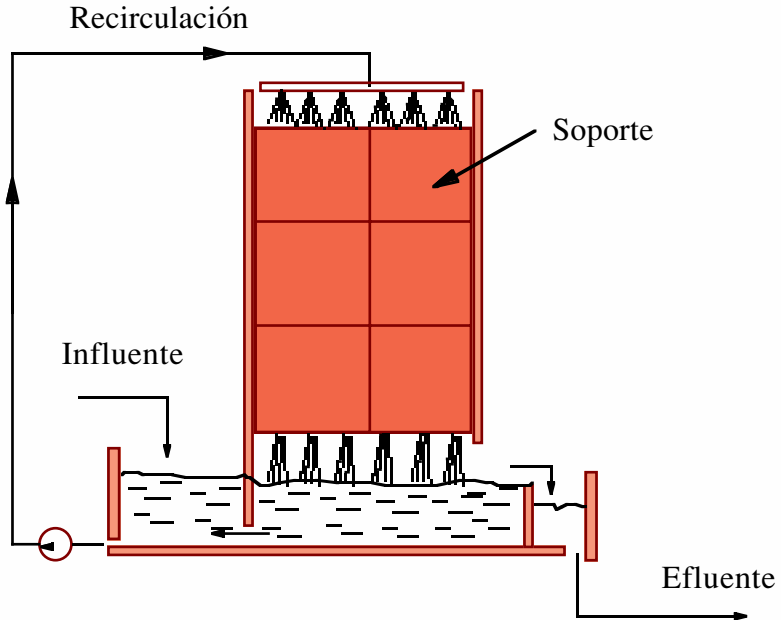


Figura 7. Biofiltro como unidade de desnitrificación.

#### b) Leito fluidizado

O deseño e operación destas unidades é similar ás unidades de leito fluidizado anaerobias; un factor crítico é o tipo de soporte.

### 5. SISTEMAS COMBINADOS NITRIFICACIÓN/DES-NITRIFICACIÓN

Aínda que, como se ten visto, ámbolos procesos de oxidación

(nitrificación) e redución (desnitrificación) deben levarse a cabo en condicións ambientais moi distintas, empregando consecuentemente unha diferente tecnoloxía, a eliminación biolóxica completa do nitróxeno require que as dúas transformacións transcorran consecutivamente, polo que se fai necesario o encaixe entre as dúas unidades.

É importante salientar algúns datos que poden orientar sobre a

mellor forma de realizar este encaixe:

- A nitrificación produce condicións ácidas (consume alcalinidade), tal como se ve na ecuación 1, mentres que a desnitrificación produce alcalinidade (ecuación 5).

- A nitrificación necesita un aceptor de electróns mentres que na desnitrificación se obtén una substancia fortemente oxidada (nitrato) que pode actuar como aceptor de electróns.

- A desnitrificación necesita un doador de electróns (para face-la redución) e unha fonte de carbono (para o crecemento), e ambas poden se-la mesma substancia. Pola súa parte, a nitrificación require a limitación do carbono para controla-lo crecemento das bacterias heterótrofas.

- Nas primeiras unidades construídas, o deseño do proceso seguía estrictamente a estrutura lineal que, nun principio, cabía pensar (figura 8). A súa estrutura está baseada en sistemas de lodos activos.

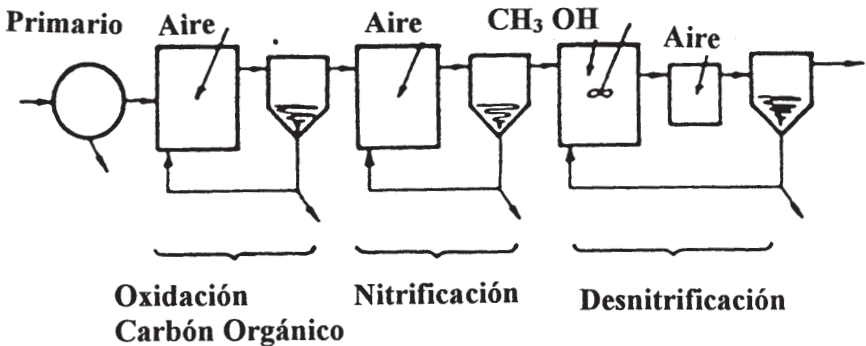


Figura 8. Sistema de lodos activos lineal.

Na primeira etapa elimínase o carbono orgánico, reducindo así a relación C/N para a fase seguinte, nitrificación, e rematando cunha fase de desnitrificación na que é necesario engadir unha fonte de carbono, metanol neste caso.

### 5.1 Sistemas con recirculación

O proceso amosado na figura 8 é altamente ineficaz pois non se aproveitan as sinerxias de ámbolos procesos. Por isto, a partir deste primeiro deseño, consideráronse

outros esquemas nos que a principal modificación foi inverte-la orde das etapas (primeiro desnitrificación seguido da nitrificación) recirculando o efluente. Na figura 9 móstrase un

proceso baseado nestas ideas, no que se procede ó tratamento de auga residual de alta carga. Na primeira fase elimínase unha boa parte do material carbonado nunha unidade anaerobia.

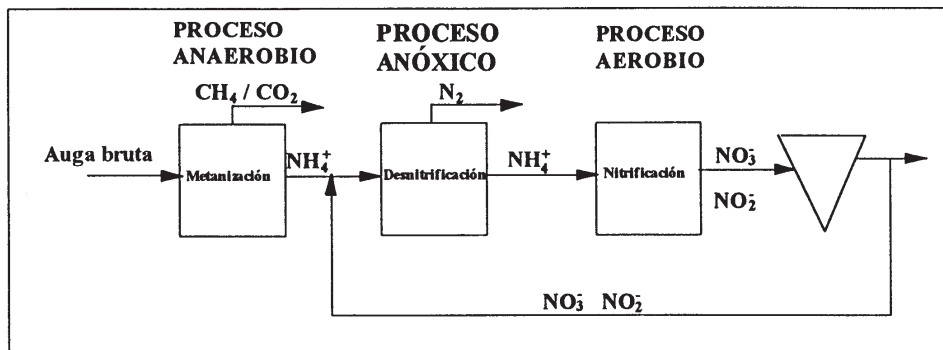


Figura 9. Sistema desnitrificación/nitrificación, con recirculación.

Posteriormente as etapas de desnitrificación e nitrificación poden realizarse empregando algunha das tecnoloxías indicadas anteriormente. O proceso presenta, baixo o punto de vista conceptual, moitas vantaxes xa que:

- A materia carbonada presente na auga residual aprovéitase na unidade anóxica para desnitrificarlo nitrato recirculado dende a segunda unidade.

- O nitrato serve como materia oxidante, recuperándose así, no nivel práctico, aproximadamente o 50 % do osíxeno empregado na nitrificación, co que diminúen drasticamente os custos enerxéticos.

- O control de pH é moito máis simple pois o efluente recirculado, ácido, neutraliza a cuba de desnitrificación.

## 5.2 Sistemas de circuíto

Empregando as mesmas ideas conceptuais, nos pasados anos desenvóléronse sistemas dun só reactor nos que coexisten zonas aerobias e anaerobias. Orixinalmente o deseño foi aplicado a pequenas comunidades pero actualmente se emprega para o tratamento de elevados caudais, trala mellora dos sistemas de aireación e a nova dimensión dos canais.

Neste deseño a aireación provócase por medio de aireadores de

superficie verticais (sistema Carrusel) ou rotatorios (sistema Orbal), que ademais provocan a circulación do líquido. O control da aireación conséguese variando o grao de submersión dos discos na auga, modificando o nivel desta na unidade mediante a apertura da comporta de vertido final. Na figura 10 móstrase o chamado

sistema Carrusel, no que se alternan zonas aerobias e anóxicas, en proporción axeitada ás cinéticas relativas de ámbalas fases. O control de funcionamento destas unidades é sinxelo, e diminúen os requirimentos enerxéticos en relación ós deseños con recirculación externa.

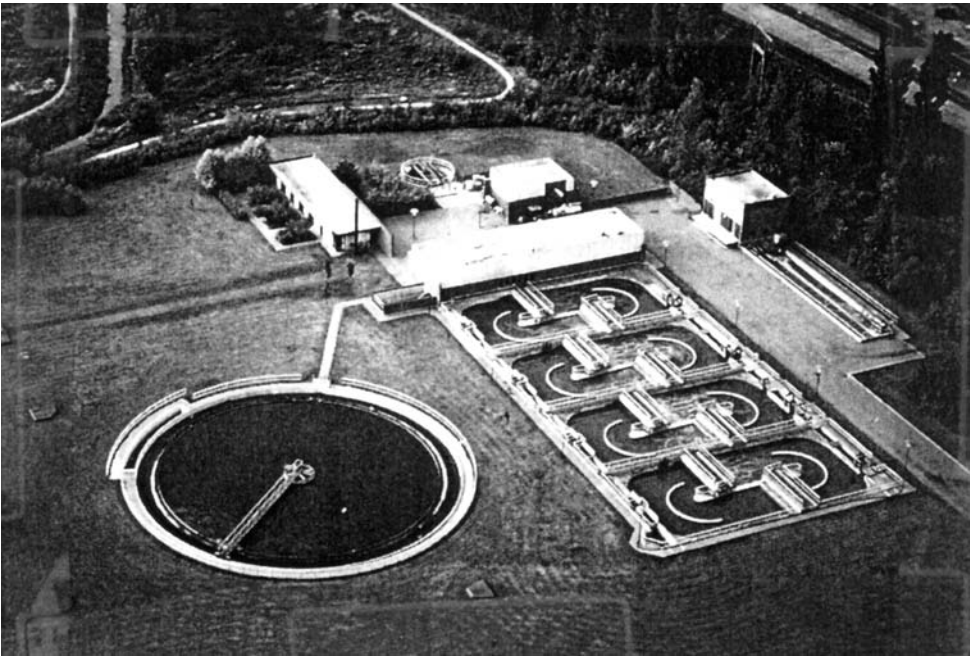


Figura 10. Sistema Carrusel para nitrificación/desnitrificación

### 5.3 Sistemas con alternancia temporal

Un concepto totalmente diferente, pero que trata de aproveitar as sinerxias das etapas de oxidación/reducción, consiste en

segregar as diferentes condicións ambientais requiridas para os dous procesos, baseándose nunha secuencia cronolóxica e non nunha disposición espacial. Trátase dunha típica operación por cargas que transcorre

nun único tanque onde o proceso de sedimentación pode realizarse no mesmo reactor ou ben nun clarificador externo. Estes sistemas, coñecidos como sistemas SBR (*Sequencing Batch Reactor*) teñen o seguinte esquema operacional:

a) Enchido, no que a auga bruta se introduce no equipo.

b) Reacción, subdividida en períodos sucesivos aerobios, nos que se axita, e anóxicos.

c) Sedimentación, etapa na que se suspende a aireación e se permite que os sólidos decanten, manténdose así no interior do equipo. Esta biomasa ten, obviamente, bacterias heterótrofas e autótrofas, nitrificantes e desnitrificantes.

d) Baldeirado, no que a auga, xa tratada, se retira do equipo.

Esta tecnoloxía é particularmente interesante para a aplicación a pequenas comunidades ou, en xeral, para o tratamento de pequenos caudais producidos en instalacións industriais ou explotacións gandeiras.

## 6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

---

### Bases: Microbioloxía, bioquímica

---

Anthonisen A. C., R. C. Loehr, T. B. S. Prakasam, E. G. Srinath, "Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid", *Journal of Water Pollution Control Federation* 48 (5), 1976, S35-S52.

Bock E., H. P. Koops, H. Harms, B. Ahler, "The biochemistry of nitrifying organisms", en *Variations in autotrophic life*. Editores: J. M. Shively e L. L. Barton, Londres, Academic Press, 1991.

Gómez, J., J. M. Lema, e R. Méndez, "La nitrificación biológica con cultivos axénicos o lodos activados", *Ciencia*, 46, 1995, 507-523.

Hockenbury M. R., C. P. L. Grady, "Inhibition of nitrification- effects of selected organic compounds", *Journal Water Pollution Control Federation*, 1977, 768-777.

Knowles R., "Denitrification", *Microbiological Reviews* 46 (1), 1982, 43-70.

### Tecnoloxía

---

Andersson B., H. Asprengen, D. S. Parker, M. P. Lutz, "High rate nitrifying trickling filters", *Water Science and Technology*, 29 (10-11), 1994, 47-52.

Bishop P. L., N. E. Kinner, "Aerobic fixed-film processes", en: *Biotechnology, volume 8*, Weinheim, Alemaña, Editorial VCH, 1986, 113-174.

Çeçen F., I. E. Gönenç, "Nitrogen removal characteristics of nitrification and denitrification filters", *Water Science and Technology* 29 (10/11), 1994, 409-416.



Heijnen J. J., A. Mulder, R. Weltevrede, P. H. Hols, H. L. J. M. van Leeuwen, "Large-scale anaerobic/aerobic treatment of complex industrial wastewater using biofilm reactors", *Water Science Technology*, 23, 1991, 1427-1436.

Méndez R., J. M. Lema, "Biofilm reactors technology in wastewater treatment on: Biofilms-Science and Technology". L. F. Melo *et al.* Eds. NATO-ASI Series E, V223, 1992, 409-419.

Robertson L. A., J. G. Kuenen, "Nitrogen removal from water and waste", en: *Microbial control of*

*Pollution*. Editores J. C. Fry, G. M. *et al.*, Society for General Microbiology Symposium, Vol 48, Gran Bretaña, Cambridge University Press, 1992, pp 227-267.

van Loosdrecht M. C. M., Heijnen S. J., "Biofilm bio-reactors for wastewater treatment", *Trends in Biotechnology* 11, 1993, 117-121.

Wiesmann U., "Biological Nitrogen Removal from Wastewater", en Fletcher A. (ed.), *Advances in Biochemical Engineering Biotechnology*, vol. 51, Berlín, Springer-Verlag, 1994, 113-154.

