



GUIDA

PROCESSI ESTENSIVI DI DEPURAZIONE DELLE ACQUE REFLUE



**SPECIFICI
PER PICCOLI
E MEDI
INSEDIAMENTI**
(500 - 5.000 abitanti
equivalenti)

Applicazione della direttiva
del Consiglio n° 91/271
del 21 maggio 1991
in merito al trattamento
delle acque reflue urbane



Quale cavallo di battaglia delle politiche ambientali europee, lo sviluppo sostenibile richiede all'uomo una gestione degli scarichi domestici e urbani che si avvalga di tecniche naturali e che consumino la minor quantità di energia possibile.

La direttiva "acque reflue urbane" del 21 maggio 1991 e, recentissimamente, la direttiva quadro sulle acque, hanno sottolineato la necessità di un trattamento degli scarichi adeguato, al fine di garantire una buona qualità ecologica delle nostre acque.

Negli anni '70, la Francia ha investito in un'ambiziosa politica di risanamento urbano e rurale, finanziata dalle Agenzie delle acque.

Oggi conta 15.500 centrali di trattamento, oltre 6.000 delle quali hanno dimensioni inferiori ai 2000 AE (abitanti equivalenti), si avvalgono spesso di processi estensivi di trattamento sfruttando vincoli tecnici e finanziari contenuti e hanno un impatto positivo sull'ambiente. Data la varietà dei suoi territori, la Francia vanta una grande esperienza in quasi tutte le situazioni reperibili in Europa, sul piano climatico e geografico come in termini di caratteristiche del suolo.

Da parte sua, da simili esperienze realizzate attraverso l'Unione, alcune delle quali organizzate nel quadro di operazioni Life-Ambiente, la Direzione generale ambiente della Commissione europea desiderava trarre insegnamenti e, se possibile, strumenti di scambio e consigli per i piccoli insediamenti.

In questo ambito la valorizzazione delle esperienze nate dalla collaborazione tra la Direzione generale ambiente della Commissione europea e, da parte francese, la Direzione acque del Ministero dell'Ecologia e dello Sviluppo Sostenibile e le Agenzie delle acque, è un'idea che ha preso corpo durante la recente presidenza d'oltralpe. La presente guida è il frutto del lavoro intrapreso fin da allora.

Ci auguriamo che questa guida si riveli di grande utilità nell'assistere le amministrazioni cittadine ed i responsabili dei servizi tecnici dei piccoli e medi insediamenti europei durante un processo decisionale fondato su solidi fondamenti tecnici e finanziari e con un particolare riguardo all'integrazione ecologica e allo sviluppo sostenibile. Questa guida, insieme alle altre, potrà inoltre illustrare lo spirito del 6° Programma d'Azione Europeo "Ambiente 2001-2010, il nostro futuro, la nostra scelta".



Prudencio PERERA
Direttore
Qualità dell'ambiente
e delle risorse naturali
Commissione europea



Bernard BAUDOT
Direttore acque
Ministero dell'Ecologia e dello
Sviluppo Sostenibile
FRANCIA

Ulteriori informazioni sull'Unione Europea sono disponibili su Internet e si possono consultare tramite il server Europa (<http://europa.eu.int>).

Una scheda bibliografica è riportata alla fine della guida.

Lussemburgo: Ufficio delle Pubblicazioni Ufficiali delle Comunità Europee, 2001.

ISBN 92-894-1690-4

© Ufficio Internazionale dell'acqua, 2001. (<http://www.oieau.org>)

È vietata la riproduzione integrale o parziale, senza l'autorizzazione dell'editore.

È vietata la traduzione integrale o parziale, senza l'autorizzazione dell'editore.

Stampato in Francia - STAMPATO SU CARTA SBIANCATA SENZA CLORO.

	<i>Page</i>
▶ LO SCOPO DI QUESTA GUIDA	2
▶ IL QUADRO NORMATIVO E L'INCENTIVO DELL'UNIONE EUROPEA PER LA REALIZZAZIONE DI INFRASTRUTTURE DI RACCOLTA E DI TRATTAMENTO DELLE ACQUE REFLUE URBANE	3
→ <i>Le scadenze</i>	3
→ <i>Gli obiettivi da raggiungere per soddisfare le disposizioni della direttiva</i>	3
▶ LE TECNICHE APPLICABILI PER RISPETTARE LE PRESCRIZIONI DELLA DIRETTIVA	4
→ <i>Le tecniche intensive classiche</i>	4
▲ Letti percolatori	
▲ Dischi biologici	
▲ Fanghi attivi	
▲ Vantaggi ed inconvenienti delle varie tecniche intensive	
→ <i>Le tecniche estensive</i>	8
▶ PROCESSI ESTENSIVI: SCHEDE TECNICHE	9
→ <i>Colture su supporto fine</i>	9
▲ Funzionamento: i meccanismi in atto	
▲ Infiltrazione-percolamento su sabbia	
▲ Filtrazione con piante a deflusso verticale	
▲ Filtrazione con giunchi a deflusso orizzontale	
→ <i>Colture libere</i>	16
▲ Funzionamento: i meccanismi in atto	
▲ Lagunaggio naturale	
▲ Lagunaggio aerato	
▶ CONCLUSIONI: ALCUNI ELEMENTI PER LE SCELTE TECNICHE	23
→ <i>Riepilogo delle tecniche estensive</i>	23
→ <i>Qualità degli scarichi</i>	23
→ <i>Vantaggi ed inconvenienti: riepilogo</i>	24
→ <i>L'importanza del fattore climatico</i>	25
→ <i>Albero decisionale</i>	25
→ <i>I costi</i>	26
→ <i>Il vantaggio dei processi estensivi: il contributo ambientale</i>	26
▶ ALLEGATI: LO STUDIO DEI CASI	27
→ <i>Infiltrazione percolamento:</i>	27
un caso particolare, l'impianto di Mazagon (Spagna)	
→ <i>Infiltrazione percolamento:</i>	29
un impianto classico, il caso di Souillac Paille-Basse (Francia – Dipartimento del Lot)	
→ <i>Filtri con piante a deflusso verticale:</i>	30
il caso di NEA Madytos – Modi (Grecia)	
→ <i>Sistema ibrido:</i>	32
(<i>filtri con piante a deflusso verticale e filtri con piante a deflusso orizzontale</i>):	
il caso di Oaklands Park, Newnham-on-Severn, Gloucestershire (Regno Unito)	
→ <i>Lagunaggio naturale:</i>	34
il caso dell'impianto di Vauciennes (Francia – Oise)	
→ <i>Lagunaggio aerato:</i>	36
il caso dell'impianto di Adinkerke (Belgio)	
▶ GLOSSARIO	38
▶ BIBLIOGRAFIA	40

Jean-Marc BERLAND (OIEau), Catherine BOUTIN (CEMAGREF), Pascal MOLLE (CEMAGREF) e Paul COOPER (Consulente indipendente) hanno curato la redazione della presente guida.

Jean-Antoine FABY (OIEau), Pascal MAGOAROU (Commissione Europea) e Jean DUCHEMIN (Commissione Europea) hanno curato la sezione scientifica e tecnica e apportato contributi precisi.

Luca MARNO (Commissione Europea – DG Ambiente) ha convalidato la versione italiana di questa guida.

LO SCOPO DI QUESTA GUIDA

Uno dei ruoli della Commissione consiste nell'aiutare i responsabili tecnici degli insediamenti tra i 500 e i 5.000 abitanti equivalenti (AE) ad applicare la direttiva del Consiglio n° 91/271 del 21 maggio 1991 in merito al trattamento delle acque reflue urbane (cfr. glossario) entro il 2005. **In realtà, gli agglomerati urbani che registrano meno di 2000 abitanti equivalenti e sono provvisti di un sistema di raccolta devono, a loro volta, applicare un trattamento appropriato [Articolo 7 della direttiva "acque reflue urbane" (cfr. glossario)].** Un'azione di sensibilizzazione e di informazione si impone in particolar modo per quegli enti ed autorità locali meno strutturati, organizzati e dotati, ma pur sempre responsabili della realizzazione di impianti.

La Direzione generale dell'ambiente della Commissione contribuisce allo sviluppo e alla produzione di dispositivi estensivi adatti per tali insediamenti, soprattutto tramite lo strumento finanziario LIFE-Ambiente. Tale strumento ha lo scopo di semplificare l'applicazione della direttiva tramite lo sviluppo di azioni dimostrative e di tecnologie innovative specifiche per ogni tipo di problema ambientale. La Direzione generale dell'ambiente sostiene inoltre la diffusione di queste tecniche tramite iniziative di consulenza e scambio di informazioni tecniche. Questo documento costituisce lo sviluppo di alcuni altri contributi quali i fondi strutturali e di coesione.

Dopo aver citato le tecniche intensive, la guida si soffermerà soprattutto sulle tecniche di trattamento estensivo. Queste ultime sono, per definizione, applicate a superfici più estese, rispetto ai processi intensivi classici sviluppati invece per i grandi agglomerati. Tuttavia i costi di investimento nel caso dei processi estensivi sono generalmente inferiori e la loro applicazione meno dispendiosa, più flessibile e a più basso consumo energetico: questo tipo di tecniche necessita inoltre di una mano d'opera meno numerosa e meno specializzata rispetto a quella impiegata per le tecniche intensive.

In Europa le tecniche estensive sono applicabili nei casi di insediamenti che non superano qualche migliaio di abitanti equivalenti. Per una giusta interpretazione del contenuto di questa guida, si ricorda che le tecniche che vi verranno descritte potranno essere impiegate soltanto eccezionalmente per agglomerati con più di 5.000 AE.

Dopo un riepilogo degli obiettivi da soddisfare nell'ambito dei piccoli e medi insediamenti (cfr. glossario) e dopo una rapida presentazione dei vari tipi di impianti cosiddetti intensivi, verranno descritte più dettagliatamente le varie tecniche di trattamento estensivo.

IL QUADRO NORMATIVO E L'INCENTIVO DELL'UNIONE EUROPEA PER LA COSTRUZIONE DI INFRASTRUTTURE DI RACCOLTA E DI TRATTAMENTO DELLE ACQUE REFLUE URBANE

Le scadenze

La direttiva del Consiglio del 21 maggio 1991 in merito al trattamento delle acque reflue urbane (cfr. glossario) costituisce uno dei punti chiave della politica ambientale dell'Unione europea.

Una delle disposizioni principali del testo prevede l'obbligo per gli insediamenti (cfr. glossario) di costruire un sistema di raccolta delle acque reflue urbane (cfr. glossario) obbligatoriamente combinato ad un sistema di depurazione delle stesse.

Il rispetto di tali obblighi potrà tuttavia essere garantito in modo graduale. Si tratterà infatti di intervenire:

- entro il 31 dicembre 1998, sugli agglomerati di più di 10.000 AE che scaricano i loro effluenti in zone particolarmente sensibili;
- entro il 31 dicembre 2000, sugli agglomerati di più di 15.000 AE che non scaricano i loro effluenti in zone particolarmente sensibili;
- entro il 31 dicembre 2005, sugli agglomerati che registrano da 2.000 a 10.000 AE oppure da 2.000 a 15.000 AE non ancora interessati dalle scadenze degli anni 1998 e 2000.

Per quanto riguarda la scadenza del 2005, la direttiva obbliga gli insediamenti tra 2.000 e 10.000 AE che scaricano in aree sensibili e quelle fino a 15.000 AE che non scaricano in aree sensibili, a sviluppare un sistema di raccolta e di trattamento secondario (cfr. glossario) (per gli scarichi in acqua dolce o in estuario) oppure un sistema di raccolta e di trattamento appropriato (per gli scarichi che avvengono in acque costiere).

Tuttavia, nel caso in cui - in assenza di un vantaggio reale per l'ambiente o per via di costi troppo elevati - non si giustifichi l'installazione di un sistema di raccolta, la direttiva consente di realizzare sistemi di depurazione singoli o altri sistemi appropriati che garantiscano un medesimo livello di protezione ambientale.

Del resto l'obbligo in questione non è limitato esclusivamente agli insediamenti di più di 2.000 AE. Il testo della direttiva precisa infatti che per gli scarichi prodotti da agglomerati di dimensioni più modeste occorre prevedere, oltre al sistema di raccolta, anche un trattamento specifico. Si ricordi infine che questo testo impone agli insediamenti con meno di 2.000 AE che già possiedono tale sistema di raccolta, di sviluppare, entro il 31 dicembre 2005, un metodo specifico di trattamento degli effluenti prodotti.

Gli obiettivi da raggiungere per soddisfare le disposizioni della direttiva

Nelle due tabelle seguenti sono riassunte le disposizioni previste dalla direttiva "acque reflue urbane" per gli agglomerati urbani con abitanti equivalenti compresi tra 2.000 e 10.000.

Tabella n° 1: Prescrizioni relative agli scarichi provenienti dalle centrali di depurazione di acque reflue urbane, a seguito delle disposizioni della direttiva del 21 maggio 1991⁽¹⁾

Parametri	Concentrazione	Percentuale minima di riduzione ⁽²⁾
Domanda biochimica di ossigeno [DBO ₅ a 20°C (cfr. glossario)] senza nitrificazione ⁽³⁾	25 mg/l O ₂	70-90 %
Domanda chimica di ossigeno [DCO (cfr. glossario)]	125 mg/l O ₂	75 %
Quantità totale di solidi sospesi (cfr. glossario)	35 mg/l ⁽³⁾ 35 mg/l in zone di alta montagna per gli insediamenti con oltre 10.000 AE. 60 mg/l in zone di alta montagna per gli insediamenti tra i 2.000 e i 10.000 AE.	90 % ⁽³⁾ 90 % in zone di alta montagna per gli insediamenti con oltre 10.000 AE. 70 % in zone di alta montagna per gli insediamenti tra i 2.000 e i 10.000 AE.

(1) È possibile scegliere indifferentemente il valore di concentrazione o la percentuale di riduzione.

(2) Riduzione in funzione dei valori in entrata

(3) Dato facoltativo

Esclusa da queste disposizioni è la tecnica del lagunaggio. Le analisi degli scarichi provenienti da questo tipo di impianti infatti devono essere effettuate su campioni filtrati. Tuttavia la concentrazione della quantità totale di solidi sospesi all'interno dei campioni di acqua non filtrata non deve superare i 150 mg/l.

Tabella n°2: Prescrizioni relative agli scarichi provenienti dalle centrali di depurazione di acque reflue urbane, realizzate in zone sensibili soggette ad eutrofizzazione (cfr. glossario) ⁽¹⁾

Parametri	Concentrazione	Percentuale minima di riduzione ⁽²⁾
Fosforo totale	2 mg/l (AE compresi tra 10.000 e 100.000) ⁽⁴⁾	80 %
Azoto totale ⁽³⁾	15 mg/l (AE tra 10.000 e 100.000) ⁽⁴⁾	70-80 %

(1) In funzione delle condizioni locali è possibile applicare un solo parametro o entrambi. Inoltre, è possibile applicare il valore di concentrazione o la percentuale di riduzione.

(2) Riduzione in funzione dei valori in entrata.

(3) Comprende l'azoto dosato secondo il metodo Kjeldahl (cfr. glossario) e quello contenuto nei nitrati e nei nitriti.

(4) Questi valori di concentrazione rappresentano medie annuali. Tuttavia, nel caso dell'azoto, possono essere impiegati valori medi giornalieri qualora si dimostri che il livello di protezione ottenuto è lo stesso. In tal caso, se la temperatura dell'effluente nel reattore biologico è superiore o uguale a 12° C, la media giornaliera non potrà superare i 20 mg/l di azoto totale per tutti i campioni. Il limite legato alla temperatura può essere sostituito da una limitazione del tempo di funzionamento, tenendo tuttavia in considerazione le condizioni climatiche regionali.

LE TECNICHE APPLICABILI

→ Le tecniche intensive classiche

Le tecniche di depurazione più sviluppate all'interno di impianti di trattamento delle acque reflue urbane consistono in processi biologici intensivi. Il principio alla base di tali processi consiste nel localizzare ed intensificare su superfici ridotte dei fenomeni di trasformazione e di distruzione di materia organica, proprio come avviene in natura.

I tre tipi di processi utilizzati sono:

- i letti percolatori e i dischi biologici;
- i fanghi attivi;
- le tecniche di biofiltrazione o filtrazione biologica accelerata

▲ Letti percolatori

Il principio alla base del funzionamento di un letto percolatore consiste a fare scorrere le acque reflue, precedentemente decantate, su di una massa di materiale poroso o alveolare che funge da supporto ai microrganismi (batteri) depuratori (cfr. schema seguente).

L'aerazione avviene tramite tiraggio naturale oppure per mezzo di una ventilazione forzata ed è essenziale per appor- tare l'ossigeno necessario al mantenimento dei batteri aerobici. Le sostanze inquinanti contenute nell'acqua e l'ossigeno si diffondono (contro corrente) attraverso lo strato biologico fino ai microrganismi assimilatori. Lo strato biologico presenta infatti batteri aerobici sulla superficie e batteri anaerobi sul fondo. I sotto prodotti ed il gas carbonico provenienti dal processo di depurazione vengono evacuati sotto forma di fluidi liquidi e gassosi (Satin M., Belmi S – 1999).

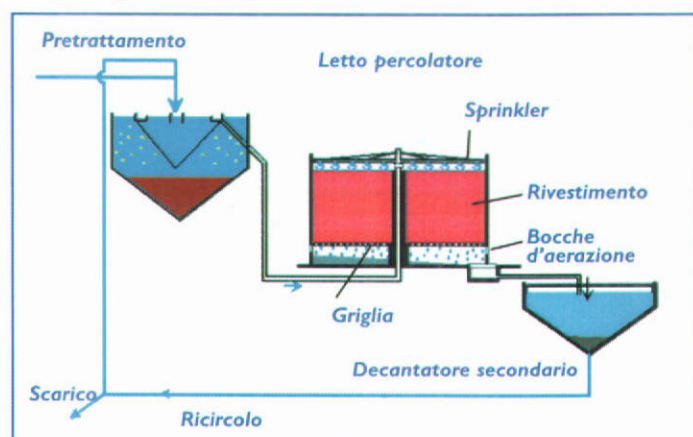


Figura n° 1: Schema generale di una centrale di depurazione con letto percolatore (dal sito Internet di Cartel - <http://www.oieau.fr/> rubrica guide des services - guida ai servizi)

Tabella n°3: Il dimensionamento dei letti percolatori si esegue come di seguito indicato (Documento tecnico FNDAE - "Fondo nazionale per le risorse idriche" -n°22):

Obiettivo residui	Tipo di rivestimento	Carico organico massimo (kg DBO ₅ /m ³ .j)	Altezza minima del materiale (m)	Carico idraulico minimo (m/h)	Tasso minimo di ricircolo
≤ 35 mg DBO ₅ /l	Tradizionale	0,7	2,5	1	2
	Plastica	0,7	4	2,2	2
≤ 25 mg DBO ₅ /l	Tradizionale	0,4	2,5	0,7	2,5
	Plastica	0,4	5	1,8	2,5

▲ *Dischi biologici*

Un'altra tecnica che fa appello alle colture fisse è rappresentata dai dischi biologici rotanti (cfr. schema seguente). Lo sviluppo di microrganismi porta alla formazione di un biofilm dalle proprietà depuratrici sulla superficie dei dischi parzialmente sommersi. La rotazione di questi ultimi consente l'ossigenazione della biomassa adesa sul disco.

Su questo tipo di impianto è consigliato accertare:

- ➔ l'affidabilità meccanica della struttura di supporto (attivazione progressiva, buona stabilità del supporto all'asse);
- ➔ le dimensioni delle superfici dei dischi (per le quali occorre prevedere ampi margini di sicurezza).

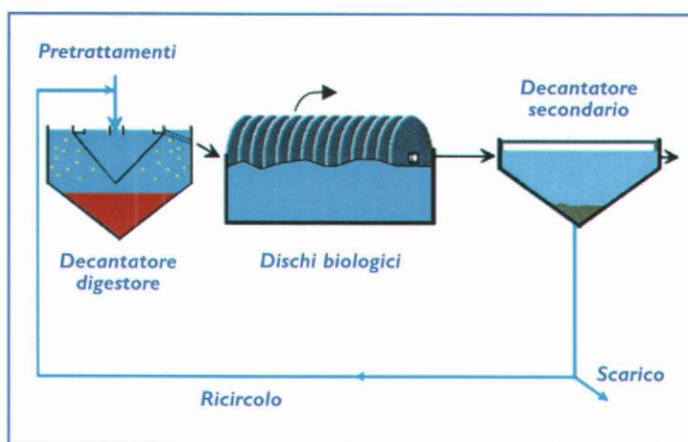


Figura n° 2: Schema generale di una centrale di trattamento a disco biologico (da sito Internet di Cartel - <http://www.oieau.fr/> rubrica guide des services - guida ai servizi)

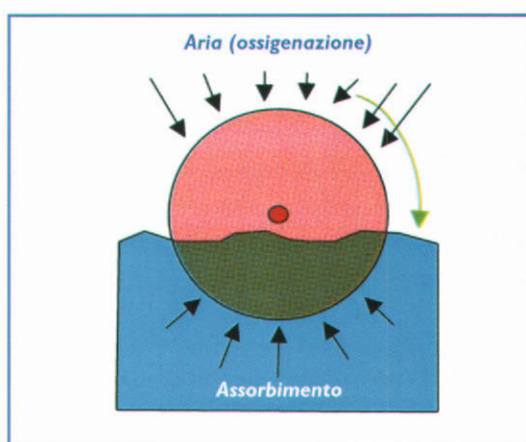


Figura n° 3: Funzionamento di un disco biologico

Tabella n°4: Il dimensionamento dei dischi biologici avviene come riportato qui di seguito (Documento tecnico FNDAE - "Fondo nazionale per le risorse idriche" n°22):

Obiettivo residui	Carico organico da applicare (dopo decantazione primaria)
≤ 35 mg DBO ₅ /l	9 g DBO ₅ /m ² .giorno
≤ 25 mg DBO ₅ /l	7 g DBO ₅ /m ² .giorno

Di conseguenza, per un impianto da 1.000 AE, applicando un carico organico di 9 g DBO₅/m² giorno, la superficie utile ottenuta è di 3900 m².

Altri processi che sfruttano le colture fisse, ad esempio i biofiltri, si prestano maggiormente alle comunità più estese che godono di risorse tecniche ed umane più consistenti e che accusano un'elevata pressione del terreno. Tali tecniche verranno quindi ulteriormente approfondite.

▲ Fanghi attivi

Il principio di funzionamento dei fanghi attivi consiste in un'intensificazione dei processi di auto-depurazione che si osservano in natura (cfr. schema seguente).

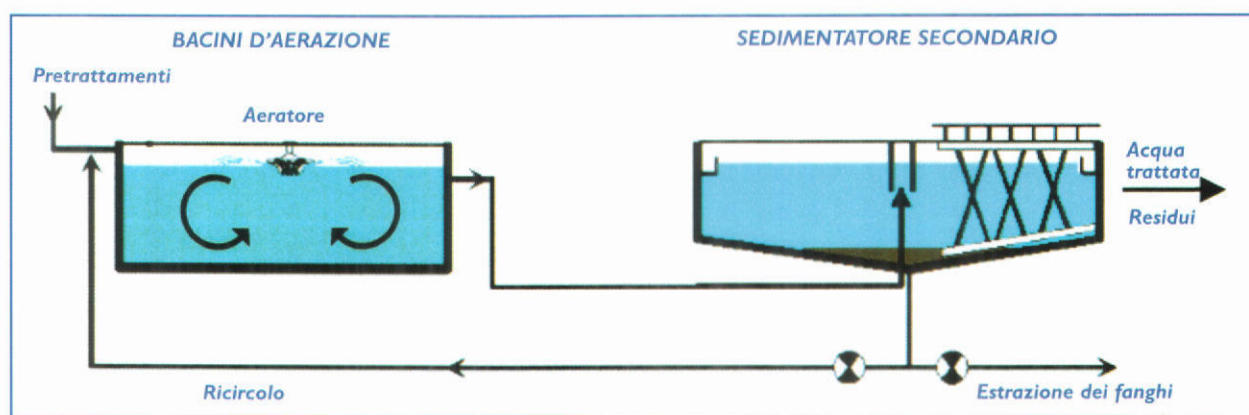


Figura n° 4: Scema generale di un impianto di fanghi attivi
(dal sito Internet di Cartel - <http://www.oieau.fr/> rubrica guide des services – guida ai servizi)

Questo processo prevede il mescolamento e l'agitamento delle acque reflue con fanghi liquidi altamente attivi dal punto di vista batteriologico. La degradazione aerobica della massa inquinante avviene grazie alla miscelazione dei microrganismi depuratori con l'effluente da trattare. In un secondo momento, le 'acque trattate' vengono separate dai "fanghi depuratori" (Agences de l'Eau – 1999).

Un impianto di questo tipo prevede:

- trattamento preliminare ed eventuale trattamento primario;
- la presenza del bacino di attivazione (o bacino di aerazione);
- decantatore secondario che consenta il recupero di una parte dei fanghi;
- evacuazione delle acque trattate;
- digestori per i fanghi in eccesso prodotti dai decantatori.

Il dimensionamento del bacino di aerazione si effettua sui seguenti parametri (Documento tecnico FNDAE - "Fondo nazionale per le risorse idriche" n°22):

- Massa: < 0,1 kg DBO₅/kg SS.giorno;
- Carico volumetrico: < 0,35 kg DBO₅/m³.giorno;
- Concentrazione di fanghi: da 4 a 5 g MS/l;
- Tempi di decantazione: 24 ore circa;
- Domanda di O₂: dell'ordine di 1,8 kg O₂/kg DBO₅ eliminata;
- Potenza di mescolamento:
 - da 30 a 40 W/m³ per i dispositivi di aerazione di superficie a turbina;
 - da 3 a 10 W/m³ per i mescolatori;
 - 10-20 W/m³ per i sistemi di aerazione a fini bolle d'aria

Un impianto di fanghi attivi ad aerazione prolungata consente di eliminare fino al 95 % della DBO₅.

▲ Vantaggi ed inconvenienti delle varie tecniche intensive

Tabella 5: Vantaggi ed inconvenienti delle varie tecniche intensive
(dal sito Internet di Cartel - <http://www.oieau.fr/> rubrica guide des services – guida ai servizi)

Tecniche	Vantaggi	Inconvenienti
Letti percolatori e dischi biologici	<ul style="list-style-type: none"> ● basso consumo energetico; ● funzionamento semplice che richiede meno interventi di manutenzione e di controllo rispetto agli impianti a fanghi attivi; ● buona capacità di sedimentazione dei fanghi; ● minore sensibilità alle variazioni di carico e agli agenti tossici rispetto ai fanghi attivi; ● solitamente adatti ai piccoli insediamenti; ● resistenza alle basse temperature (i dischi biologici sono sempre protetti da coperture o da strutture di protezione). 	<ul style="list-style-type: none"> ● rese generalmente minori rispetto alla tecnica dei fanghi attivi. Ciò è dovuto in gran parte a tecniche di progettazione ormai sorpassate. Uno studio più realista deve consentire di ottenere acque di qualità più soddisfacente; ● costi di investimento abbastanza elevati (possono superare di circa 20% quelli di un impianto di fanghi attivi); ● necessità di processi di pretrattamento efficaci; ● elevati rischi di ostruzione; ● qualora si imponga la necessità di eliminazione dell'azoto, gli impianti risulteranno di grosse dimensioni.
Fanghi attivi	<ul style="list-style-type: none"> ● adatti ad insediamenti di qualsiasi dimensione (ad eccezione di quelli molto piccoli); ● buon livello di eliminazione di tutti i parametri di inquinamento (solidi sospesi, DCO, DBO₅, N tramite nitrificazione e denitrificazione); ● si presta alla protezione degli ambienti recettori sensibili; ● fanghi (cfr. glossario) leggermente stabilizzati; ● semplicità di eseguire simultaneamente una eliminazione dei fosfati (defosfatazione). 	<ul style="list-style-type: none"> ● costi di investimento piuttosto elevati; ● elevato consumo energetico; ● necessità di personale qualificato e di sorveglianza regolare; ● sensibilità al sovraccarico idraulico; ● sedimentazione dei fanghi non sempre facile da gestire; ● produzione elevata di fanghi che occorre concentrare.

N.B.: Lo scarso rendimento microbiologico dei sistemi di trattamento intensivo (riduzione di un coefficiente compreso tra 10 e 100, contro quello di 1000 a 10 000 nel caso dei filtri e delle lagune estensive), può costituire un problema in caso di utilizzo sanitario delle acque a valle (acqua potabile, irrigazione, balneabilità, coltura di conchiglie ecc). In questi casi conviene talvolta orientarsi su tecniche estensive o impiegare uno di questi metodi in fase di affinamento (cfr. albero decisionale a pag. 25).

I vantaggi offerti da questo tipo di tecnica costituiscono una delle ragioni che ne giustificano l'utilizzo da parte di tutti gli insediamenti. Inoltre, soprattutto nel caso dei fanghi attivi, queste tecniche sono oggetto di ricerche approfondite intraprese dai grandi enti di gestione delle risorse idriche e numerose sono le pubblicazioni dettagliate relative alla progettazione degli impianti e alle innovazioni che consentono di migliorare le rese in base a determinati parametri. Tuttavia, se si considerano i principi di progettazione precedentemente evocati, sia la tecnica dei letti percolatori sia quella dei dischi biologici restano tecniche particolarmente adatte ai piccoli agglomerati urbani dati i costi di attivazione ridotti (consumo energetico molto più basso - fino a cinque volte minore rispetto agli impianti di fanghi attivi - necessità di personale meno numeroso per la gestione di questo tipo di impianto, ecc.).

Queste tecniche possono essere combinate a tecniche estensive; in particolare le centrali costituite da un disco biologico o da un letto percolatore combinati ad una laguna per il processo di affinamento consentono di ottenere scarichi di eccellente qualità (eliminazione dei nutrienti, forte riduzione della presenza di germi patogeni).

Le tecniche intensive non verranno tuttavia affrontate ulteriormente in questo testo. Al contrario ci si occuperà della descrizione delle tecniche meno conosciute, vale a dire delle tecniche di trattamento estensivo.

Del resto, volendo analizzare in particolar modo la depurazione delle acque prodotte dagli agglomerati urbani e dai relativi insediamenti industriali, un'attenzione relativa sarà invece riservata alle tecniche specifiche di trattamento autonomo (fosse settiche, decantazione, letti percolatori, fosse di raccolta, ecc.).

▲ Tecniche da sviluppare

Le tecniche cosiddette estensive, che verranno descritte più dettagliatamente in seguito, sono processi di trattamento delle acque che sfruttano colture su un supporto fine oppure colture libere che utilizzano l'energia solare per produrre ossigeno tramite fotosintesi. Questo tipo di impianto può funzionare senza energia elettrica, ad eccezione del lagunaggio aerato, i cui dispositivi di aerazione o i materiali di insufflazione d'aria necessitano di alimentazione elettrica.

Queste tecniche si distinguono dai metodi precedentemente citati anche per via dei carichi di superficie applicati, molto ridotti.

Queste tecniche sono state sviluppate in diversi paesi per insediamenti urbani di dimensioni normalmente inferiori ai 500 AE; in particolare per il territorio francese con le sue lagune naturali e per la Baviera che, con i filtri orizzontali, sfrutta un tipo di lagunaggio naturale concettualmente molto diverso rispetto a quello francese o inglese (zone umide artificiali).

La diffusione di queste tecniche in insediamenti di dimensioni maggiori di 500 AE è possibile unicamente con determinate precauzioni che verranno prese in considerazione in seguito.

Questa guida si propone dunque di promuovere l'utilizzo di tale tecnica e di contribuire a dimostrare che il trattamento estensivo riveste un ruolo ben definito nell'ambito del rispetto delle disposizioni della direttiva "acque reflue urbane".

Dopo un'indicazione generale del loro funzionamento, le tecniche a colture fisse e a colture libere verranno affrontate ulteriormente nei dettagli in base al seguente schema:

→ Colture fisse:

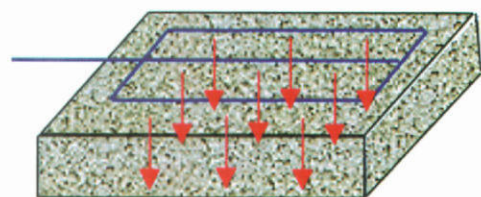
- Infiltrazione-percolamento;
- Filtri con piante a deflusso verticale;
- Filtri con piante a deflusso orizzontale.

→ Colture libere:

- Lagunaggio naturale;
- Lagunaggio con macrofiti;
- Lagunaggio aerato.

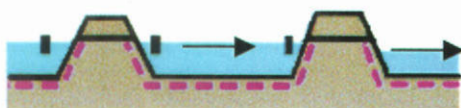
→ Sistemi misti.

Una scheda bibliografica è riportata alla fine della guida. (SABBIA O TERRENO FILTRANTE)



Da 1,5 a 3 m³ di materiale per AE

Tramite colture libere
(alghe + batteri in acqua) (lagunaggio)



da 8 a 10 m³ d'acqua per AE

Figura n° 5: Trattamento "naturale" estensivo delle acque reflue

La depurazione e il ruolo dei vegetali nelle zone umide artificiali

I sistemi di trattamento che sfruttano zone umide artificiali riproducono i processi di depurazione degli ecosistemi (Wetzel, 1993). La grande eterogeneità e diversità delle piante, dei terreni e delle tipologie di deflusso delle acque comportano una grande varietà di soluzioni possibili:

- sistemi di deflusso al di sotto della superficie del terreno (filtrazione con piante a deflusso orizzontale o verticale);
- sistemi di deflusso di acque libere di superficie (cfr. lagune naturali);
- più raramente, irrigazione di sistemi dotati di vegetazione (salici per esempio), di boschi cedui a breve rotazione, per completare il trattamento tramite filtrazione.

I meccanismi di depurazione utilizzabili per l'insieme delle zone umide artificiali, sono invece i seguenti:

Meccanismi fisici:

- filtrazione attraverso strati porosi e apparati radicali (cfr. meccanismi a colture fisse);
- sedimentazione dei solidi sospesi e dei colloidali nelle lagune o nei terreni paludosi (cfr. meccanismi a colture libere),

Meccanismi chimici:

- precipitazione di composti insolubili o co-precipitazione con composti insolubili (N, P).
- assorbimento all'interno del substrato, in base alle caratteristiche del supporto scelto o tramite le piante (N, P, metalli);
- decomposizione tramite fenomeni di radiazione U.V. (virus), di ossidazione e di riduzione (metalli).

Meccanismi biologici:

- Lo sviluppo di batteri in colture fisse o libere dà luogo a meccanismi biologici quali la degradazione della materia organica, la nitrificazione nelle zone aerobiche e la denitrificazione (cfr. glossario) nelle zone anaerobiche. Per i sistemi con sezioni di acque libere, il trattamento biologico avverrà tramite processi aerobici che si svolgono vicino alla superficie dell'acqua oppure tramite processi anaerobici che si scatenano invece in profondità, vicino ai depositi. Lo sviluppo di alghe fisse o sospese nell'acqua (fitoplancton) comporta, tramite fotosintesi, la produzione dell'ossigeno necessario ai batteri aerobici e contribuisce a fissare una parte delle sostanze nutritive (effetto "lagunaggio").

▼ Funzionamento: i meccanismi in atto.

I processi di depurazione a colture su supporto fine consistono nel fare scorrere l'acqua da trattare su numerose masse filtranti indipendenti.

I due meccanismi principali sono:

- **Filtrazione superficiale:** i solidi sospesi vengono trattenuti sulla superficie della massa filtrante e così anche una parte delle sostanze organiche inquinanti (DCO particolare);
- **Ossidazione:** il materiale granulare costituisce un reattore biologico, un supporto di superficie specifica estesa sul quale si stabiliscono e si sviluppano i **batteri aerobici** responsabili dell'ossidazione dell'inquinamento disciolto (DCO disciolta, azoto organico e ammoniacale).

L'aerazione avviene tramite:

- una convezione dovuta allo spostamento degli strati d'acqua;
- una diffusione dell'ossigeno dalla superficie dei filtri e dalle condotte d'aerazione, verso la zona porosa.

L'ossidazione della materia organica è accompagnata da uno **sviluppo di batteri** che necessita di essere regolato al fine di evitare la formazione di sostanze biologiche in eccesso all'interno della massa filtrante e lo sgretolamento episodico della biomassa; tali fenomeni sono infatti inevitabili in presenza di grossi carichi. L'auto regolazione della biomassa si ottiene grazie all'impiego di **numeroso masse filtranti** alimentate in modo alternato. Durante le fasi di riposo (o di non alimentazione) lo sviluppo dei batteri ormai scarsi si riduce al minimo per predazione, essiccazione ecc.. Queste fasi di riposo infatti non devono durare troppo a lungo in modo che i processi di depurazione possano riprendere rapidamente, a partire dalla fase di alimentazione successiva. Nella maggior parte dei casi, gli impianti a "colture su supporto fine" comprendono 3 vassoi alimentati, ciascuno, per 3 - 4 giorni consecutivi.

La gestione ed il controllo dello sviluppo di batteri evita la necessità di creare un impianto specifico di separazione delle acque dai fanghi. Gli impianti a colture su supporto fine vengono progettati sprovvisti di chiarificatore.

Il **dispositivo di alimentazione** dei moduli di infiltrazione deve garantire una distribuzione uniforme dell'affluente (in modo da utilizzare l'intera superficie disponibile) e l'omogeneità dei carichi idraulici unitari (cfr. glossario). L'alimentazione può avvenire tramite immersione temporanea (o tramite irrigazione) a partire da un serbatoio che deve essere possibile svuotare rapidamente in diversi modi (sifoni, pompe). Queste fasi di alimentazione sequenziale permettono anche di mantenere un'elevata concentrazione di ossigeno all'interno del filtro tramite la diffusione d'aria tra le due mandate.

La **massa filtrante** è solitamente costituita da sabbia (di riporto o dunale). La sabbia deve rispondere ad alcuni requisiti precisi al fine di poter trovare un compromesso tra il rischio di ostruzione (a causa di sabbie troppo fini) e una filtrazione troppo rapida (sabbie troppo grosse). Le sabbie che possiedono le seguenti caratteristiche costituiscono ad oggi la soluzione migliore. In nome di una migliore conservazione degli impianti, è consigliato mantenersi entro i limiti qui di seguito riportati:

Caratteristiche delle sabbie:

- sabbia silicea;
- sabbia lavata;
- d_{10} compreso tra 0,25 mm e 0,40 mm;
- CU [coefficiente d'uniformità, (cfr. glossario)] compreso tra 3 e 6;
- contenuto di sabbie fini inferiore al 3 %.

N.B.: Il mezzo filtrante può essere costituito da terreno qualora la granulometria corrisponda a quella di un terreno sabbio-ghiaioso e sabbio-limoso.

▼ Infiltrazione-percolamento su sabbia

Principio di funzionamento

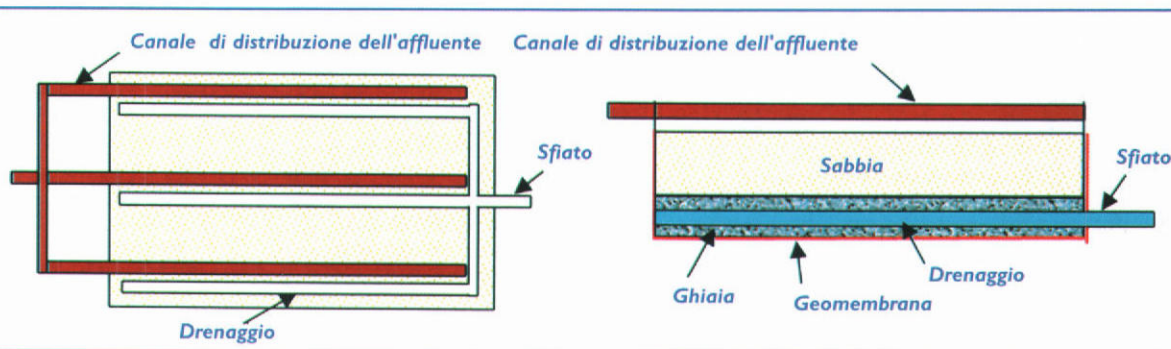


Figura n° 6: Infiltrazione-percolamento stagna e drenata (Agences de l'Eau, 1993)

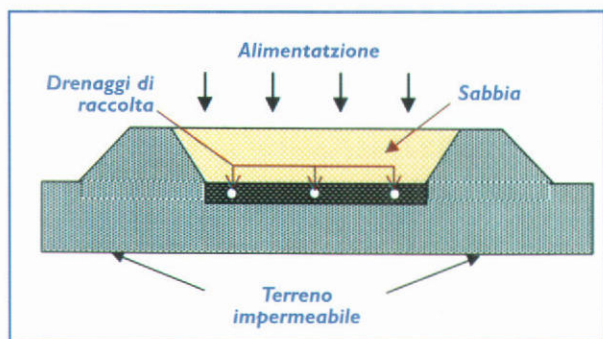


Figura n° 7: Sistema di drenaggio su terreno impermeabile (Agences de l'Eau, 1993)

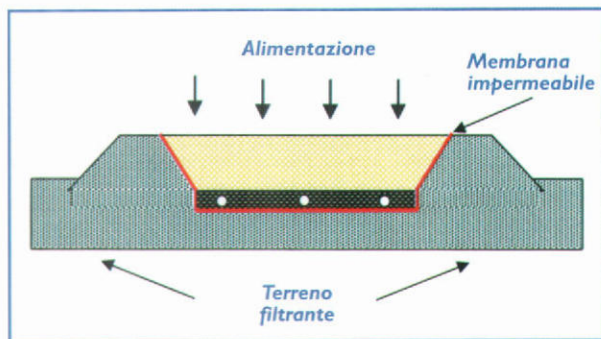


Figura n° 8: Sistema a massa drenante a tenuta garantita da una membrana impermeabile (Agences de l'Eau, 1993)

L'infiltrazione-percolamento delle acque reflue è una tecnica di depurazione tramite filtrazione biologica aerobica in ambiente granulare fino. Le acque da trattare vengono distribuite su varie superfici di infiltrazione. I carichi idraulici ammontano a diverse centinaia di litri per metro quadrato di massa filtrante al giorno. Le acque si distribuiscono in modo uniforme sulla superficie scoperta del filtro: la superficie di distribuzione delle acque è infatti mantenuta ben visibile e all'aria aperta.

Un'altra variante interessante della depurazione delle acque reflue attraverso il terreno è costituita dai filtri a sabbia interrati verticali o orizzontali. Queste tecniche, impiegate soprattutto per le situazioni legate allo smaltimento autonomo, sono interessanti anche per lo smaltimento autonomo raggruppato su agglomerati di qualche centinaio di AE. Un filtro a sabbia interrato verticale si presta per un minimo 3,5 m²/abitante e necessita di un'alimentazione a bassa pressione.

Parametri per il dimensionamento

Un impianto che sfrutta la tecnica di infiltrazione-percolamento per la depurazione delle acque reflue comporta: un pretrattamento, un dispositivo di decantazione (per gli insediamenti di qualche centinaio di AE è possibile usare una fossa settica grande), una zona di raccolta, un sistema di distribuzione tra i vari bacini, un dispositivo di alimentazione, masse filtranti e un sistema di restituzione alla falda o di scarico.

Le dimensioni dei letti d'infiltrazione-percolamento a sabbia si calcolano in questo modo (Documento tecnico FNDAE - "Fondo nazionale per le risorse idriche" n°22): superficie = 1,5 m²/AE



Impianto di Mazagon (Francia)
Capacità di 1.700 AE (Foto di F.Brissand)

N.B.: i filtri a sabbia verticali interrati e con drenaggio possono rivelarsi interessanti per gli impianti di dimensioni più ridotte (autonomi singoli e raggruppati) che necessitano di una superficie di 3 m²/abitante invece di 1,5 m²/abitante come la filtrazione ad aria aperta.

Determinazione dello spessore

Qualora la decontaminazione non costituisca un obiettivo dell'utilizzo dell'impianto, sarà sufficiente una massa filtrante dello spessore di 80 cm.

Nel caso in cui il processo di infiltrazione-percolamento venga utilizzato anche per eliminare germi patogeni, lo spessore della massa filtrante dipenderà dal livello di decontaminazione desiderato. Il grafico seguente mostra il livello di riduzione dei coliformi fecali in funzione del carico idraulico (H) e dello spessore di una massa filtrante composta da sabbia (Studio Inter Agences n°9, 1993).

Se la massa filtrante è costituita da sabbia, la relazione tra il suo spessore ed il livello di depurazione è più delicata da ottenere; si consiglia infatti di rivolgersi a laboratori per attestare chiaramente il tipo di materiale filtrante e la relativa capacità di depurazione.

Il numero di moduli varia in funzione:

- ➔ della superficie totale della massa filtrante;
- ➔ della superficie massima del modulo d'infiltrazione compatibile con una distribuzione uniforme dell'effluente sullo stesso modulo.

Esecuzione

Le pareti degli scavi devono essere, se possibile, verticali in modo che, in ogni punto della massa filtrante, lo scorrimento dell'acqua in direzione verticale corrisponda allo spessore della massa.

I bordi liberi (al di sopra della superficie d'infiltrazione) devono misurare circa 30 cm in altezza. Per far fronte all'eventuale necessità urgente di evacuazione delle acque in eccesso verso un ambiente recettore o verso altri bacini meno carichi, occorre dotare l'impianto di sfioratori di sicurezza.

Le scarpe che formano le sponde dei bacini possono inoltre essere protette tramite lastre di cemento, paratie catramate, cemento spruzzato o vegetazione.

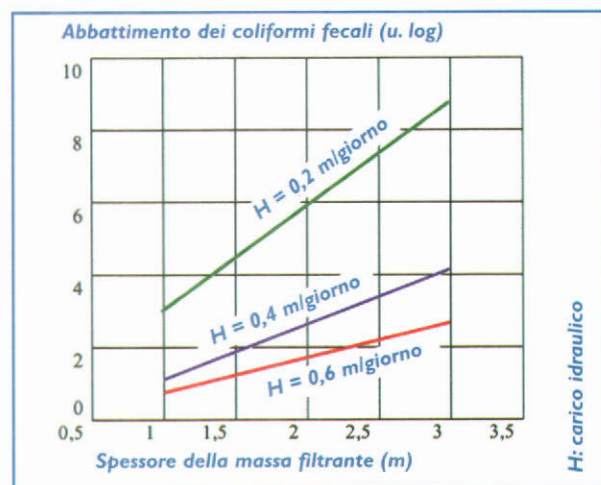


Figura n° 9: Abbattimento dei coliformi fecali in funzione del carico idraulico (H in m/giorno) e dello spessore della massa filtrante

Tabella n°6: Gestione di un impianto ad infiltrazione-percolamento

Interventi	Osservazioni
Manutenzione consueta (ogni 3 - 4 giorni)	<ul style="list-style-type: none"> ● Manutenzione delle valvole; ● pulizia dello sgrigliatore; ● verifica del grado di ostruzione della superficie dei moduli d'infiltrazione ed eventuale controllo del livello dell'acqua sopra la superficie d'infiltrazione; ● tempo di scomparsa degli strati d'acqua; ● negli impianti non gravitazionali, verifica della portata delle pompe; ● compilazione di un libretto di manutenzione che raccolga tutti gli interventi effettuati, le misure di portata (canale di misurazione della portata, tempi di funzionamento delle pompe), per una accurata conoscenza dei flussi. Ciò consente inoltre di elaborare un bilancio per la valutazione del funzionamento dell'impianto.
Monitoraggio regolare Verifiche mensili o bimensili	<ul style="list-style-type: none"> ● pozzetti d'ispezione, buon deflusso delle acque, aspetto degli effluenti; ● rimozione dei galleggianti (decantatore-digestore), livello dei fanghi (vasca lagunare anaerobica o decantatore-digestore); ● regolazione del livello massimo delle acque all'interno della vasca, dispositivi di alimentazione (sifoni, canali, ecc.); ● valvole o dispositivi di distribuzione; ● scavatura e mantenimento del livellamento della superficie d'infiltrazione; ● dispositivo di sfiato dell'impianto (sistemi con drenaggio) e qualità degli scarichi; ● funzionamento degli irrigatori e pulizia (ogni mese).
Altri interventi di manutenzione	<ul style="list-style-type: none"> ● manutenzione dei dispositivi elettromeccanici (1 - 2 volte all'anno); ● taglio delle erbe cresciute sulle sponde e sui terrapieni attorno alle masse filtranti; ● la materia organica accumulatasi e ridotta in trucioli facilmente distaccabili dalle sabbie dovrà essere rastrellata ed evacuata con una periodicità da definire empiricamente; occorrerà comunque prevedere il ricambio dei primi 5-10 cm di sabbia ogni 3-4 anni; ● svuotamento dei fanghi dal decantatore-digestore (1-2 volte all'anno), dalle lagune di decantazione (1-2 volte all'anno) o dalle fosse settiche (1 volta ogni 3-4 anni); ● analisi periodiche del contenuto di nitrati negli scarichi che consenta di fornire un'indicazione sulle condizioni dell'impianto*.

* Un impianto con filtrazione a deflusso verticale in perfetto stato di funzionamento produce nitrati. Una qualunque riduzione nella loro concentrazione all'uscita (su base settimanale o mensile) è indice di una carenza di ossigeno e dunque di una degradazione del trattamento. Questo tipo di monitoraggio si realizza facilmente utilizzando cartine reattive.

Resa

Questo sistema consente di ottenere ottimi risultati (a livello di riduzione della concentrazione delle sostanze):

- ➔ DBO₅ inferiore a 25mg/l;
- ➔ DCO inferiore a 90mg/l;
- ➔ Solidi sospesi inferiori a 30mg/l;
- ➔ Nitrificazione quasi completa;
- ➔ Denitrificazione limitata con questo tipo di impianto. Nella versione che prevede il processo di "smaltimento autonomo" la depurazione attraverso il terreno permette di raggiungere discreti livelli di eliminazione dell'azoto. Da uno studio condotto nel 1993 dalla Direzione del Dipartimento di Sanità e degli Affari Sociali della regione Loire-Atlantique si è constatata la possibilità di eliminazione del 40% (e oltre) dell'azoto tramite una filtrazione verticale a sabbia. Il livello di riduzione può effettivamente raggiungere il 50% se si utilizza una filtrazione orizzontale a sabbia (Cluzel F. - 1993);
- ➔ Fosforo: consistente riduzione nell'arco di 3-4 anni (60-70%) seguita da un'ulteriore diminuzione e dal raggiungimento di valori di concentrazione nulli dopo 8-10 anni (Duchemin J. - 1994);
- ➔ Possibilità di eliminazione dei germi responsabili di contaminazione fecale a condizione di disporre di materiale di spessore sufficiente e di un meccanismo idraulico privo di sistema di incanalamento secondario (x 1000 con uno spessore di 1 m).

Vantaggi tecnici

- ➔ risultati eccellenti sui livelli di DBO₅, DCO e sulla quantità di solidi sospesi;
- ➔ nitrificazione avanzata;
- ➔ superficie necessaria inferiore rispetto a quella impiegata nel lagunaggio naturale;
- ➔ buona capacità di decontaminazione.

Inconvenienti tecnici

- ➔ necessità di un efficace impianto di decantazione primaria;
- ➔ rischio di ostruzione e conseguente importanza dell'utilizzo di sabbie lavate con buona granulometria;
- ➔ necessità di grandi quantità di sabbie con conseguenti investimenti notevoli qualora non se ne disponga nelle immediate vicinanze;
- ➔ limitata capacità di adattamento ai sovraccarichi idraulici.

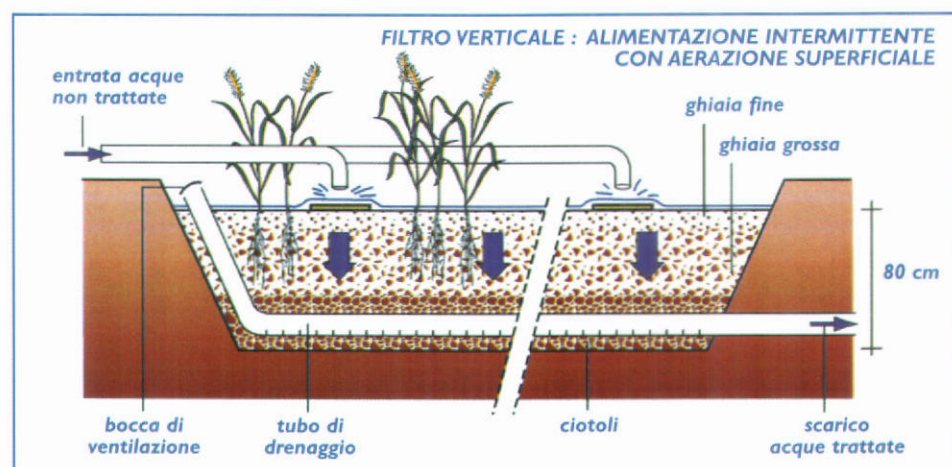
▼ Filtrazione con piante a deflusso verticale

Principio di funzionamento

I filtri sono scavi isolati dal terreno e contenenti strati di ghiaia o di sabbia la cui granulometria varia in base alla qualità delle acque da trattare.

Diversamente da quanto avviene nella tecnica di infiltrazione-percolamento già descritta, l'affluente allo stato grezzo viene distribuito direttamente sulla superficie del filtro, senza alcuna decantazione preliminare. Penetrando poi al suo interno, l'affluente subisce un trattamento fisico (filtrazione), chimico (assorbimento, complessazione...) e biologico (biomassa fissa su supporto fine). Le acque depurate vengono poi drenate. L'alimentazione di acque reflue ai filtri avviene tramite mandate dalle apposite vasche. Ad ogni singolo stadio la superficie filtrante è separata in diversi moduli che consentono così di alternare fasi di alimentazione a fasi di riposo.

Il principio di depurazione è basato sullo sviluppo di una biomassa aerobica fissa su un terreno rigenerato (cfr.: capitolo relativo alle colture su supporto fine). In questo caso l'apporto di ossigeno, che avviene tramite convezione e diffusione, è trascurabile rispetto al fabbisogno (Armstrong; 1979).



L'impianto comprende:

- uno sgrigliatore;
- un primo stadio di filtri verticali;
- un secondo stadio di filtri orizzontali.

Figura n° 10: Principio di funzionamento dei filtri con piante a deflusso verticale (fonte: CEMAGREF)

Parametri per il dimensionamento

Il dimensionamento dei filtri verticali è stato definito in modo empirico stabilendo i livelli massimi giornalieri di carico organico di superficie (da 20 a 25 g DBO₅ m⁻².giorno⁻¹ di superficie con vegetazione).

Il primo stadio è in grado di sostenere l'apporto di circa 40 g DBO₅ m⁻².giorno⁻¹ e costituisce infatti il 60% della superficie totale, vale a dire 1,2 m²/AE. Quando il sistema è unitario o parzialmente unitario, il primo stadio raggiunge gli 1,5 m²/AE (Agence de l'Eau, 1999). Questo stadio è suddiviso in un numero di filtri multiplo di tre; ciò consente di alternare fasi di riposo che equivalgono ai 2/3 del tempo di funzionamento.

La superficie del secondo stadio costituisce generalmente il 40 % della superficie totale vale a dire circa 0,8 m²/AE. A questo livello le fasi di riposo necessario equivalgono a quelle di attività; ciò comporta l'installazione di un numero di filtri multiplo di due e uguale ai 2/3 del numero di filtri impiegati per il primo stadio (cfr. schema seguente).

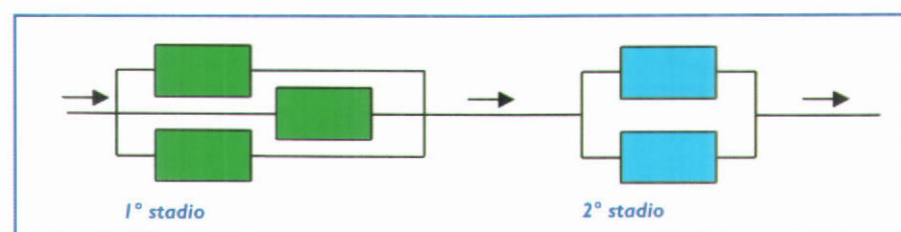


Figura n° 11: Schema del primo e del secondo stadio

Esecuzione

Alimentazione

La velocità di alimentazione di acque reflue non trattate deve essere superiore rispetto alla velocità di infiltrazione in modo da permettere una distribuzione omogenea dell'effluente. I depositi che si accumulano sulla superficie filtrante contribuiscono a diminuire la permeabilità (cfr. glossario) interna del materiale, migliorando dunque la distribuzione dell'effluente. I vegetali invece limitano il fenomeno di ostruzione della superficie poiché gli steli perforano i depositi accumulati. L'alimentazione delle acque avviene da più punti diversi.

Materiali

Il materiale di riempimento del primo livello di filtri è composto da diversi strati di ghiaia. Lo strato attivo di ghiaia presenta una granulometria di 2–8 mm per uno spessore dell'ordine di 40 cm. Gli strati inferiori registrano invece una granulometria intermedia (10–20 mm) per poi arrivare ad uno strato drenante di ghiaia di 20–40 mm.

Il secondo strato serve per affinare la depurazione. A questo livello i rischi di ostruzione sono minori; qui si trova uno strato di sabbia (cfr. infiltrazione-percolamento) dello spessore di almeno 30 cm.

Evacuazione

Lo strato inferiore di ghiaia di 20–40 mm garantisce il drenaggio dell'effluente. E' preferibile utilizzare tubi drenanti sintetici, rigidi e dotati di ampie fessure, poiché maggiormente sensibili all'ostruzione. Ogni tubo è collegato ad una condotta di aerazione

Piantagione

Teoricamente è possibile utilizzare diverse specie di piante (Scirpus spp, Typha, ecc.), ma i giunchi (del tipo Phragmites australis), sono quelli impiegati più frequentemente nelle zone a clima temperato, in ragione della loro resistenza a diverse condizioni di vita (lunghi periodi di immersione del filtro, periodi di siccità, alto tasso di materiali organici) e per la crescita rapida delle radici e dei rizomi (Brix, 1987). La densità è di 4 piante per m².

Progettazione

La scelta del terreno

Gli ostacoli naturali che si presentano sono:

- **Superficie interessata:** La superficie interessata a questo fenomeno rende talvolta impossibile la costruzione di impianti per insediamenti di medie dimensioni sottoposti a forti pressioni.
- **Dislivello:** Un dislivello dell'ordine di 3-4 metri tra la zona a monte e quella a valle consente di alimentare i filtri per gravità (i sifoni non avranno dunque alcun bisogno di apporto energetico). Per agglomerati di circa 3000-4000 abitanti equivalenti, può rivelarsi necessaria l'installazione di pompe.

Gestione

La manutenzione di questi sistemi non necessita di alcuna qualifica particolare ma obbliga ad effettuare interventi frequenti e regolari.

Tabella n°7: Gestione dei filtri con piante a deflusso verticale

Interventi	Frequenza	Osservazioni
Diserbatura	il primo anno	<ul style="list-style-type: none">• Diserbatura manuale delle piante avventizie (Kadlec e al-2000). L'operazione non sarà più necessaria quando le piante saranno in eccesso.
Taglio	1/anno (autunno)	<ul style="list-style-type: none">• Taglio ed eliminazione dei giunchi. Questa procedura consente di evitarne l'accumulo sulla superficie dei filtri. Per ridurre la durata di questo intervento, è possibile bruciare i giunchi ma soltanto se l'isolamento non avviene tramite geomembrana e se i tubi di alimentazione sono in ghisa (Liénard e al, 1994).
Monitoraggio e manutenzione periodica	1/trimestre 1/settimana	<ul style="list-style-type: none">• Pulitura del sifone di alimentazione del primo stadio tramite getto d'acqua in pressione.• Analisi regolari dei nitrati presenti nell'effluente consentono di fornire una valutazione sullo stato di funzionamento dell'impianto*.
Manutenzione consueta	1-2/settimana 1/settimana 2/settimana	<ul style="list-style-type: none">• Pulitura dello sgrigliatore.• Verifica regolare del corretto funzionamento dei dispositivi elettromeccanici e rilevazione più rapida dei guasti.• Manutenzione delle valvole.
Altri interventi di manutenzione	Ad ogni controllo	<ul style="list-style-type: none">• Compilazione di un libretto di manutenzione che raccolga tutti gli interventi effettuati, le misure di portata (canale di misurazione della portata, tempi di funzionamento delle pompe), per una accurata conoscenza dei flussi. Ciò consente inoltre di elaborare un bilancio di funzionamento.

* Un impianto con filtrazione a deflusso verticale in perfetto stato di funzionamento produce nitrati. Una qualunque riduzione nella loro concentrazione all'uscita (su base settimanale o mensile) è indice di una carenza di ossigeno e dunque di una degradazione del trattamento. Questo tipo di monitoraggio si realizza facilmente utilizzando cartine reattive.

Resa

- $DBO_5 \leq 25$ mg/l
- $DCO \leq 90$ mg/l
- $SS \leq 30$ mg/l
- NTK (N organico + NH_4^+): ≤ 10 mg/l in generale, con picchi che non superano i 20 mg/l
- Fosforo: riduzione normalmente bassa (poiché legata alla capacità di assorbimento del substrato e all'età dell'impianto)
- Germi patogeni: eliminazione media (da 1 a 2 unità log).

Vantaggi tecnici

- Manutenzione semplice e a basso costo. Se la posizione geografica lo consente, nessun consumo energetico;
- Possibilità di trattare acque reflue domestiche;
- Gestione dei fanghi ridotta al minimo;
- Buona capacità di adattamento alle variazioni stagionali di popolazione.

Inconvenienti tecnici

- Manutenzione regolare, taglio annuale della parte non sommersa dei giunchi, diserbatura di questi prima di una crescita eccessiva;
- L'utilizzo di questo tipo di impianto per capacità superiori ai 2.000 AE rimane molto delicato per questioni di conoscenza delle tecniche idrauliche e di costo, se paragonato agli impianti classici. La realizzazione di un modello adatto ad agglomerati di dimensioni superiori deve essere preceduta da uno studio accurato delle dimensioni e delle condizioni necessarie per garantire la capacità di gestione dei meccanismi idraulici;
- Rischio di presenza di insetti o roditori.



Impianto di OAKLAND PARK (Regno Unito)
Capacità : 65 AH (Paul Cooper)

▼ Filtrazione con giunchi a deflusso orizzontale

Principio di funzionamento

Nei filtri a deflusso orizzontale, la massa filtrante è quasi completamente immersa nell'acqua. L'effluente viene distribuito su tutta la larghezza e l'altezza del letto percolatore tramite un sistema situato ad una delle estremità del bacino; il fluido scorre poi in senso orizzontale attraverso il substrato. Nella maggior parte dei casi l'alimentazione si effettua in continuo data la quantità ridotta del carico organico. L'evacuazione degli scarichi invece avviene attraverso un canale di drenaggio posizionato all'estremità opposta del letto percolatore, sul fondo, racchiuso da un insieme di rocce drenanti. Il tubo è collegato ad un sifone che permette di regolare il livello di troppo pieno e quindi anche quello dell'acqua presente sulla superficie, in modo da mantenere la condizione di saturazione durante la fase di alimentazione. Il livello dell'acqua dovrà essere mantenuto circa 5 cm sotto la superficie del materiale. In realtà l'acqua non deve circolare al di sotto della superficie per evitare di bypassare la catena di trattamento; l'acqua non è mai libera di circolare.

Parametri per il dimensionamento

Per definire la superficie necessaria occorre rifarsi ai seguenti valori empirici che garantiscono livelli di depurazione inaspettati (Vymazal e al, 1998):

- ➔ Per concentrazioni iniziali dell'ordine di 150 - 300 mg/l di DBO_5 , le superfici sono dell'ordine dei **5 m²/AE in fase di trattamento secondario**,
- ➔ Per concentrazioni comprese tra 300 e 600 mg/l di DBO_5 , **concentrazioni più rappresentative delle acque reflue urbane comunemente trattate**, sembrerebbe preferibile optare per la pratica danese che utilizza filtri di **10 m²/AE**;
- ➔ In caso di trattamento di effluenti di sistemi di raccolta delle acque piovane (Cooper - 1996) le dimensioni sono di **0,5 m²/AE**.

La **sezione del filtro** deve essere definita da un laboratorio di studi; essa varia in funzione della permeabilità iniziale del materiale scelto (da 1 a $3 \cdot 10^3$ m/s).

La **profondità** del filtro, invece, sarà uguale alla profondità massima di penetrazione delle radici, vale a dire 60 cm per le canne palustri (Marsteiner, 1996).

L'ipotesi di un miglioramento notevole della conduttività idraulica iniziale, a seguito del consistente sviluppo di radici dei giunchi in profondità e in termini di densità, non è ancora stata confermata (Boon - 1986). In effetti tale aumento è compensato in parte dall'accumulo di solidi sospesi e di materia organica (Cooper - 1996). E' quindi importante

che il livello di permeabilità del supporto impiegato sia tra 1 e $3 \cdot 10^3$ m/s. La maggior parte dei terreni è quindi da escludere.

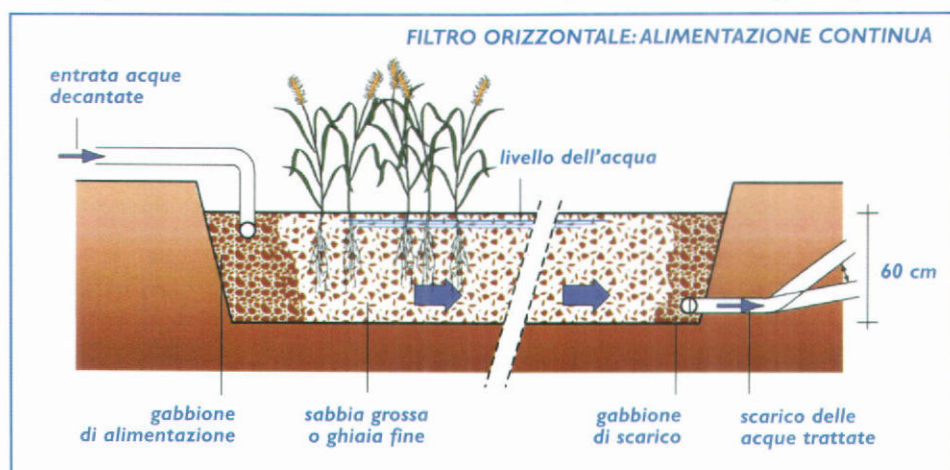


Figura n° 12: Sezione trasversale di un letto filtrante orizzontale (Fonte: Cooper - 1993)

Esecuzione

Suddivisione in moduli

Per impianti di dimensione superiore ai 500 m² una suddivisione in diversi moduli più piccoli faciliterà la manutenzione oltre a migliorare la distribuzione delle acque.

Pendenza

La pendenza del fondo del letto filtrante deve consentire lo svuotamento completo del filtro, senza tuttavia provocare l'asciugamento delle radici a livello dell'uscita. Una variazione di profondità uguale al 10% dell'altezza del materiale in entrata può considerarsi sufficiente (Kadlec, R.H. e al - 2000).

Materiali

Inizialmente il processo comportava l'utilizzo di suolo reperito in loco benché si prevedesse già di ottenere a breve termine una conducibilità idraulica di $3 \cdot 10^3$ m/s. Numerosi filtri sono infatti stati costruiti ipotizzando un aumento della conduttività dovuto allo sviluppo delle radici.

A seguito di alcune esperienze negative, si fa ormai utilizzo di ghiaia lavata e di granulometria variabile in base alla qualità delle acque da trattare (3-6, 5-10, 6-12 mm) (Vymazal - 1998).

Vegetali

La varietà di giunchi più diffusa è la *Phragmites Australis* per via della velocità di crescita, dello sviluppo di radici e della resistenza alle condizioni di saturazione del suolo. E' possibile piantare semi, giovani germogli o rizomi con una densità pari a 4 per m².

Progettazione

La scelta del terreno

Gli ostacoli naturali che si presentano sono:

- Elevata superficie interessata;
- Dislivello: Un dislivello di alcuni metri tra la zona di alimentazione dell'impianto e quella valle consente di alimentare i filtri per gravità. Il dislivello richiesto non è notevole per via della direzione orizzontale di deflusso.
- Caratteristiche del suolo sul fondo del letto filtrante: se il suolo è argilloso, l'impermeabilità naturale può essere ottenuta tramite semplice compattamento del terreno (conduttività richiesta: $1 \cdot 10^2 \text{ m/s}$). In caso contrario si renderà necessaria la posa di una geomembrana.

Gestione

La manutenzione di questi sistemi non necessita di alcuna qualifica particolare ma obbliga ad effettuare interventi frequenti e regolari. All'interno della categoria di popolazione presa in considerazione bisogna anche prevedere una manutenzione degli impianti di decantazione primaria (eliminazione dei fanghi) e di quelli dello stadio di depurazione biologica (nel caso in cui il filtro preveda una terza fase di trattamento).

Tabella n°8: Manutenzione dei letti filtranti con piante a deflusso orizzontale

Interventi	Frequenza	Osservazioni
Manutenzione delle apparecchiature per il pretrattamento	1/settimana	Lo scopo di questo intervento è quello di garantire il corretto funzionamento e di controllare il deposito di materiale solido in superficie suscettibile di provocare ostruzioni.
Regolazione del livello in uscita	1/settimana	La regolazione periodica del livello dell'acqua in uscita permette di evitare il deflusso superficiale. Per impianti di grosse dimensioni (> 500 m ³ /g) questa verifica potrebbe richiedere anche un intervento quotidiano. La gestione dell'idraulica di questo tipo di processi costituisce un'operazione chiave. Si consiglia di verificare l'omogeneità di distribuzione dell'effluente sul filtro. In fase di progettazione occorre inoltre prevedere la pulitura del dispositivo di alimentazione.
Vegetazione Diserbatura	1° anno	Durante il primo anno (e anche il secondo) è utile diserbare manualmente le piante avventizie perché non impediscano la crescita dei giunchi (Kadlec R.H. e al, 2000). Questa operazione può anche essere eseguita allagando leggermente la superficie del filtro (10 cm) a scapito dei risultati del trattamento (Cooper - 1996). L'operazione non sarà più necessaria quando le piante utili saranno predominanti.
Taglio	inutile	L'assenza di deflusso in superficie permette di evitare il taglio: i vegetali morti non compromettono in alcun modo l'idraulica dei filtri e inoltre consentono di isolarli termicamente.
Altri interventi di manutenzione	Ad ogni controllo	Compilazione di un libretto di manutenzione che raccolga tutti gli interventi effettuati, le misure di portata (canale di misurazione della portata, tempi di funzionamento delle pompe), per una accurata conoscenza dei flussi. Ciò consente inoltre di elaborare un bilancio per la valutazione del funzionamento dell'impianto.

Resa

In termini di risultati relativi all'abbattimento di DBO_5 presente in concentrazioni iniziali comprese tra 50 e 200 mg/l, in impianti di dimensioni comprese tra 3 e 5 m²/AE, con i sistemi a deflusso orizzontale dotati di filtro di ghiaia, le rese ottenute sono dell'ordine del 70-90%. Queste concentrazioni restano comunque troppo basse per essere considerate in quanto rappresentative delle acque reflue urbane; appare dunque più prudente seguire il modello danese.

Infatti, da 80 impianti danesi di dimensioni di 10 m²/AE circa si ottengono rese dell'ordine dell'86% sulla concentrazione di DBO_5 e di solidi sospesi, del 37% sui livelli di azoto totale e del 27% sulla concentrazione di fosforo totale (Cooper - 1996).

In linea generale, in fase di trattamento secondario, si registra una scarsa nitrificazione e un'ottima denitrificazione.

I risultati ottenuti sui livelli di fosforo dipendono dal tipo di suolo utilizzato ma restano relativamente scarsi.

Vantaggi tecnici

- Basso consumo energetico;
- Nessuna necessità di qualifica particolare per la manutenzione;
- Buona reazione alle variazioni di carico.

Inconvenienti tecnici

- Utilizzo di grandi quantità di terreno;
- La realizzazione di un impianto di circa 4.000 AE deve essere preceduta da uno studio accurato delle dimensioni e dalla garanzia di gestione dei meccanismi idraulici.

→ Colture libere

▲ Funzionamento: i principi in atto.

Il processo di trattamento tramite "colture libere" si basa sullo sviluppo di una coltura batterica principalmente di tipo aerobico. L'ossigeno necessario viene fornito da diverse fonti in base al tipo di impianto. La coltura batterica viene poi separata dall'acqua trattata mediante un meccanismo di decantazione all'interno di un'apparecchiatura, il più delle volte, specifica (chiarificatore, laguna di decantazione, ecc.).

▲ Lagunaggio naturale

Principio di funzionamento

La depurazione avviene grazie ad una lunga fase di permanenza all'interno di numerosi bacini impermeabili disposti in serie. Nella maggior parte dei casi il numero di vasche è 3; la presenza di più di tre bacini (4 o 6) consente di ottenere una disinfezione più accurata.

Il meccanismo da cui muove la tecnica delle lagune naturali è la fotosintesi. La massa d'acqua che staziona sulla superficie del bacino è a contatto con la luce; le alghe così formate producono l'ossigeno necessario allo sviluppo e al mantenimento dei batteri aerobici che sono i responsabili della degradazione della materia organica. L'anidride carbonica prodotta dagli stessi batteri, così come i sali minerali contenuti nelle acque reflue, permettono alle alghe di proliferare. Si assiste così allo sviluppo di due popolazioni interdipendenti: batteri e alghe, entrambi detti "microfiti". Fino a quando verrà fornita energia solare e materia organica, questo ciclo sarà in grado di autoalimentarsi.

Sul fondo del bacino, invece, dove la luce non penetra, la degradazione dei sedimenti prodotti dalla decantazione della materia organica ha luogo grazie all'attività di batteri anaerobici. Il processo genera anidride carbonica e metano.

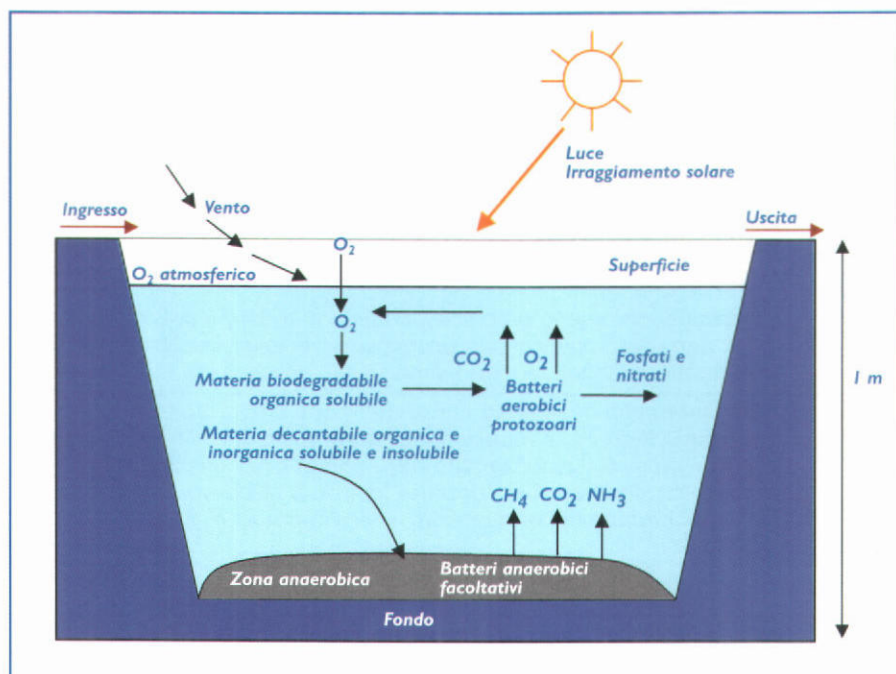


Figura n° 13: I meccanismi in gioco nel funzionamento dei bacini di lagunaggio naturale (da Agences Financières de Bassin, CTGREF - 1979)

Parametri per il dimensionamento

Un impianto per il lagunaggio naturale è quasi sempre composto da più bacini impermeabili, o "lagune a microfiti", che funzionano in serie.

Numero di lagune

L'installazione di tre lagune è il caso più frequente e consente di garantire un buon livello di eliminazione della materia organica. Le rese migliori, relativamente al grado di disinfezione, vengono ottenute soltanto in presenza di un numero di lagune più elevato (fino a sei funzionanti in serie).

I rispettivi ruoli dei bacini sono i seguenti:

- il primo consente, innanzitutto, la riduzione del residuo carbonioso inquinante;
- il secondo contribuisce all'abbattimento dei livelli di azoto e fosforo;
- il terzo serve per il trattamento di affinamento, oltre a costituire un supporto di sicurezza in caso di mal funzionamento o guasto di uno dei bacini a monte oppure durante un intervento di manutenzione.

Il carico di superficie giornaliero è dell'ordine di 4,5 g di DBO_5 per m^2 di superficie totale, che corrisponde ad una superficie d'acqua di 10-15 m^2/AE (Vuillot et al - 1987).

Il basso carico applicato comporta un lungo periodo di stazionamento degli effluenti all'interno dei bacini di decantazione. In assenza di apporto di acqua piovana la durata del processo di sedimentazione si aggira attorno ai 70 giorni. In presenza di clima caldo e secco (è il caso dei paesi dell'Europa del sud), queste superfici possono essere ridotte della metà poiché la temperatura accelera i processi biologici e l'evaporazione, con un conseguente protrarsi della fase di decantazione (cfr. Radoux M., Cadelli D., Nemcova M., Ennabili A., Ezzahri J., Ater M. - 2000).

È per questo motivo che, in uno stesso arco di tempo, i volumi d'acqua da trattare sono totalmente diversi dai volumi scaricati nell'ambiente naturale. Al fine di garantire il buon funzionamento idraulico degli impianti (e di rilevare le eventuali infiltrazioni o perdite d'acque attraverso la falda) conviene essere sempre in grado di poter confrontare i livelli di portata a monte e a valle tramite dispositivi adeguati (misuratori di portata o misuratori dei tempi di funzionamento delle pompe).

Progettazione della prima laguna

Il valore di $6\text{ m}^2/\text{AE}$ risulta essere efficace; corrisponde infatti ad un carico di superficie nominale dell'ordine di $8,3\text{ g DBO}_5/\text{m}^2/\text{giorno}$.

Per gli impianti costruiti per agglomerati di popolazione variabile e in presenza di sole ed alte temperature, il dimensionamento può essere studiato basandosi sul livello di frequentazione di quella zona durante un mese di punta.

La forma della laguna non dovrà favorire la crescita batterica a discapito di quella delle alghe. L'equilibrio tra le due colture dovrà essere rispettato in modo che l'apporto di ossigeno sia sempre sufficiente. A tal fine si tende a preferire bacini di forma più raccolta rispetto a quelli di forma troppo allungata. In Francia si considera il rapporto $L/l < 3$ (cfr. schema seguente).

La profondità del bacino dovrà consentire:

- di evitare la crescita di piante superiori;
- la penetrazione della luce e l'ossigenazione di una frazione massima del volume.

Il livello dell'acqua dovrà dunque essere di 1 metro (+ 0,2 m). Tuttavia per facilitare la pulizia del cono di raccolta dei depositi (che vengono normalmente prodotti a livello del punto di alimentazione) è possibile realizzare una zona più profonda. Questa zona, che potrà essere al massimo di 1 metro più profonda, può occupare qualche decina di m^2 di superficie e dovrà essere accessibile dalla sponda o attraverso un'apposita passerella.

Progettazione della seconda e della terza laguna

Questi due bacini devono essere di dimensioni quasi uguali al primo e la superficie totale dei due specchi d'acqua deve misurare $5\text{ m}^2/\text{AE}$.

Il livello dell'acqua dovrà essere pari a 1 metro (+ 0,2 m). La forma dei bacini potrà variare in funzione dei vincoli topografici e delle regole da rispettare per poter ottenere una buona integrazione ambientale.

Pretrattamento delle acque non trattate

Negli impianti più grossi occorrerà installare uno sgrigliatore prima del trattamento. Per dimensioni inferiori ai 500 AE si può anche utilizzare una paratia a sifoide galleggiante e mobile. All'entrata del primo bacino poi una simile parete a sifoide (degrassatore), se immersa di 30-40 cm, consente di trattenere i corpi galleggianti.

Spazio necessario

La scelta del terreno è condizionata dalla quantità di suolo richiesta per la realizzazione del sistema di lagune. La superficie di lagunaggio comprende gli specchi d'acqua e gli accessi di ispezione che occorre creare per consentire una più facile manutenzione. A titolo di esempio bisogna calcolare all'incirca $15\text{ m}^2/\text{AE}$ di terreno per costruire 4.400 m^2 di bacini necessari per trattare le acque reflue prodotte da 400 AE, vale a dire 0,6 ettari di terreno (cfr. schema seguente).

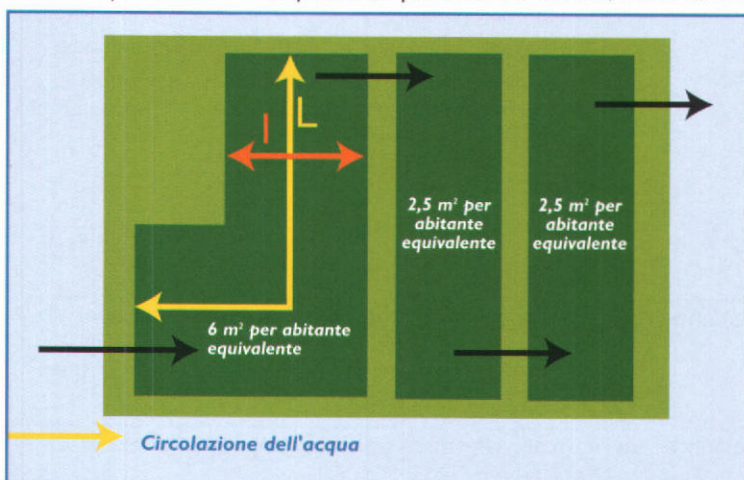


Figura n° 14: Quantità di terreno necessaria per un impianto di lagunaggio naturale (Agence de l'Eau della regione Seine-Normandie, CEMAGREF - 1998)

Topografia

Il terreno selezionato dovrà permettere il deflusso gravitazionale fino all'ambiente recettore. A questo scopo è consigliabile ricercare una posizione che comporti un minimo di lavori di terrazzamento. Inoltre i terreni troppo ripidi dovranno essere proscritti a causa dei rischi di smottamento, di erosione e di alimentazione tramite il bacino versante (un bacino versante troppo ripido comporta infatti un aumento consistente ed immediato della portata delle acque in seguito a piogge).

Collocazione

L'impianto dovrà essere situato in un punto basso, in una posizione in cui i venti dominanti contribuiscano all'aerazione delle acque di superficie.

Non dovranno esserci alberi piantati a meno di 10 metri di distanza poiché le radici potrebbero formare canali di deflusso preferenziali a livello delle dighe. Inoltre la caduta di foglie all'interno dei bacini è suscettibile di generare un sovraccarico organico ed il rischio di ostruzione dei condotti.

Il terreno dovrà essere di tipo argilloso-limoso ed il sottosuolo non potrà assolutamente essere carsico o screpolato.

Esecuzione

Il terrazzamento

La pendenza delle dighe impermeabilizzate naturalmente deve rispettare un rapporto di H/l di almeno 1/2,5 allo scopo di:

- limitare l'azione erosiva dovuta allo sciabordio;
- facilitare la manutenzione regolare;
- consentire l'accesso dei dispositivi di pulitura all'interno di tutti i bacini.

Allo scopo di prevenire il fenomeno di erosione dovuta allo sciabordio e l'eventuale degrado dovuto alla presenza di animali roditori, è utile ricoprire d'erba gli argini prima di fornire acqua all'impianto oppure utilizzare lastre autobloccanti, griglie o qualunque altro materiale di protezione degli argini. Le dighe devono inoltre essere costruite tramite successive fasi di costipamento di blocchi di 15-20 cm in modo da garantire un assetamento omogeneo fino al "centro del terrapieno".

Il compattamento del rivestimento protettivo deve essere realizzato allo stesso modo di quello delle dighe.

Un'altra soluzione consiste nella posa di una geomembrana, il cui inconveniente è però rappresentato da un aumento dei costi di investimento dell'impianto. In tal caso la pendenza delle dighe potrà essere maggiore (fino a 1/1,5), facendo così diminuire le dimensioni totali dell'impianto.

Occorre dotare l'impianto di collegamenti a sifone tra i bacini per bloccare gli idrocarburi e lenti d'acqua.

È preferibile installare una sorta di by-pass fisso su ogni bacino al fine di semplificare le operazioni di svuotamento e pulizia.

L'ultima tappa della realizzazione dell'impianto consiste nell'alimentazione rapida di acqua chiara ai diversi bacini in modo da verificarne ed assicurarne l'impermeabilità ottenuta evitando ogni rischio di disseccamento dell'impianto ed infine per favorire l'attivazione dell'ecosistema.

Durante i cambi di stagione, se l'effluente contenuto all'interno della prima laguna è troppo concentrato, potrebbero prodursi cattivi odori, dovuti ad un fenomeno di anaerobiosi. Una soluzione a questo problema consiste nel far ricircolare l'acqua del primo bacino o nel diluire l'effluente per mezzo di un dispositivo di cacciata del sistema.

Per evitare le lagune non impermeabili è assolutamente necessario effettuare prima uno studio pedologico ed idrogeologico.

Gestione

La tabella seguente elenca in modo dettagliato i vari interventi da effettuare.

Tabella n°9: Gestione delle lagune

Interventi	Frequenza	Osservazioni
Verifica generale per appurare: <ul style="list-style-type: none">● presenza di roditori;● ostruzione dei condotti;● sviluppo di lenti d'acqua;● corretto deflusso delle acque;● assenza di corpi galleggianti;● colore delle acque;● assenza di odori;● condizione delle dighe.	1/settimana	Questa verifica deve essere effettuata sull'intero sistema di dighe; tale metodo ha il vantaggio di dissuadere l'insediarsi di animali roditori. I metodi volti ad evitare la formazione di lenti d'acqua sono sia di carattere preventivo - insediamento di anatre - sia curativo - rimozione dei vegetali (per esempio tramite tavolame galleggiante).
Manutenzione dei dispositivi di pretrattamento	1/settimana	Si tratta di evitare il carico del sistema o il by-pass degli effluenti e la formazione di cattivi odori;
Falciatura delle dighe, degli argini e della cintura di vegetazione (o utilizzo di bestiame per la brucatura)	da 2 a 4 volte/anno	Lo scopo consiste a mantenere l'accesso alle sezioni d'acqua, di limitare l'insediamento di animali roditori e lo sviluppo di larve di insetti, oltre a controllare lo stato degli argini.
Pulitura parziale del cono di sedimentazione (entrata del primo bacino)	da 1 a 2 volte/anno	Deve essere effettuata tramite pompaggio liquido.
Pulitura dei bacini	Ogni 5-10 anni in base al carico reale del primo bacino; ogni 20 anni per gli altri bacini	Da effettuarsi quando il volume dei fanghi raggiunge il 30% del volume del bacino. Abitualmente si utilizzano due metodi di pulitura: <ul style="list-style-type: none">● tramite macchinari da cantiere dopo lo spurgo del bacino (ciò implica la presenza di un by-pass fisso su ogni bacino);● tramite pompaggio e senza alcuna operazione di spurgo precedente. Si tratta di un processo di 'spurgo in immersione'.

Resa

La resa calcolata sui flussi di materia organica supera il 75%, che corrisponde ad una concentrazione di DCO filtrata di 125 mg/l. Inoltre la portata, e quindi il flusso di scarico, è spesso ridotta (del 50%) durante la stagione estiva tramite evapo-traspirazione.

I livelli di concentrazione di azoto totale negli scarichi sono molto bassi in estate ma possono raggiungere diverse decine di mg/l (esprese in N) durante l'inverno.

L'abbattimento del livello di fosforo è invece notevole durante i primi anni di attività dell'impianto (> 60%) per poi diminuire e raggiungere rese quasi nulle dopo circa 20 anni. Questa riduzione è imputabile ad una perdita del fosforo dalla vasca di fondo. Le condizioni iniziali verranno però ristabilite tramite la pulitura dei bacini (qualora l'ambiente sia sensibile al fosforo, la pulitura dovrà essere effettuata ogni 10 anni e non più ogni 20).

La disinfezione è poi ugualmente importante, soprattutto in estate: le rese dipendono infatti dai lunghi periodi di decantazione dell'effluente (70 giorni circa per un trattamento completo).

Vantaggi

- Se il dislivello è favorevole non è necessario alcun apporto energetico;
- Gli interventi di manutenzione sono semplici ma se la pulitura completa non viene effettuata con regolarità la resa si riduce sensibilmente;
- Eliminazione di gran parte dei nutrienti: fosforo e azoto (durante l'estate);
- Il livello di eliminazione dei germi patogeni durante la stagione estiva è ottimo (4-5 log) e buono durante l'inverno (3 log);
- Grande capacità di adattamento alle variazioni consistenti di carico idraulico;
- Nessuna costruzione in muratura necessaria; impianti di facile progettazione e realizzazione;
- Buona integrazione ambientale;
- Assenza di rumorosità;
- I fanghi ottenuti sono ben stabilizzati (fatta eccezione per quelli dell'entrata del primo bacino) e facili da distribuire su suolo agricolo.

Inconvenienti tecnici

- Utilizzo di grandi superfici di terreno;
- Costo di investimento strettamente legato alla natura del sottosuolo. In presenza di un terreno sabbioso o instabile è sconsigliato orientarsi verso questo tipo di laguna;
- Rese minori rispetto a quelle ottenute attraverso i processi intensivi su materia organica. Tuttavia lo scarico di quest'ultima si effettua sotto forma di alghe, vale a dire in modo meno dannoso rispetto alla materia organica disciolta per l'ossigenazione dell'ambiente a valle. Lo scarico resta limitato durante l'estate (evapo-traspirazione) che è il periodo più favorevole per i corsi d'acqua.
- Qualità degli scarichi variabile in base alle stagioni.

▲ *Lagune a macrofite*

Le **lagune a macrofite** riproducono delle zone umide naturali che comprendono una **sezione di acque libere** e che tentano di valorizzare le caratteristiche degli ecosistemi naturali. Si tratta di una tecnica ancora poco diffusa in Europa ma spesso applicata per trattamenti di affinamento a seguito di un lagunaggio naturale, di lagune facoltative o di lagunaggio aerato negli Stati Uniti. Questo tipo di impianti viene generalmente utilizzato con lo scopo di migliorare i risultati del trattamento (soprattutto a livello dei parametri di DBO_5 o di solidi sospesi) oppure per affinarlo (nutrienti, metalli ecc.). **L'utilizzo di lagune di affinamento a microfite permetterà tuttavia di ottenere risultati migliori senza per questo comportare complicati interventi di manutenzione.**

▲ Lagunaggio aerato

Principio di funzionamento

Descrizione generale

Nel caso del lagunaggio aerato l'apporto di ossigeno avviene meccanicamente attraverso un dispositivo di aerazione di superficie o tramite insufflazione d'aria. Questo principio si distingue da quello dei fanghi attivi esclusivamente per l'assenza di un sistema di riciclaggio o di estrazione continua dei fanghi. Il consumo energetico dei due sistemi, a parità di capacità, è praticamente equivalente (da 1,8 a 2 kW/kg di DBO_5 eliminata).

I meccanismi in atto

Nello **stadio di aerazione** le acque da trattare contengono microrganismi che andranno a consumare ed assimilare i nutrienti costituiti dalle sostanze inquinanti da eliminare. Questi microrganismi sono principalmente batteri e funghi (paragonabili a quelli presenti all'interno degli impianti a fanghi attivi).

Nella **zona di decantazione**, invece, i solidi sospesi costituiti dall'accumulo di microrganismi e di altre particelle trattenute, sedimentano e vanno a formare i fanghi che vengono poi pompati regolarmente o rimossi dal bacino qualora presenti in un volume troppo elevato. La zona di decantazione comprende una semplice laguna di decantazione e, preferibilmente, anche due bacini la cui pulizia può essere effettuata tramite installazione di by-pass.

Nella tecnica del lagunaggio aerato la popolazione batterica che non entra in ricircolo comporta:

- ➔ una bassa densità batterica e dunque tempi di trattamento più lunghi per ottenere il livello di qualità desiderato;
- ➔ una scarsa flocculazione dei batteri con conseguente necessità di installazione di un'ampia laguna di decantazione.

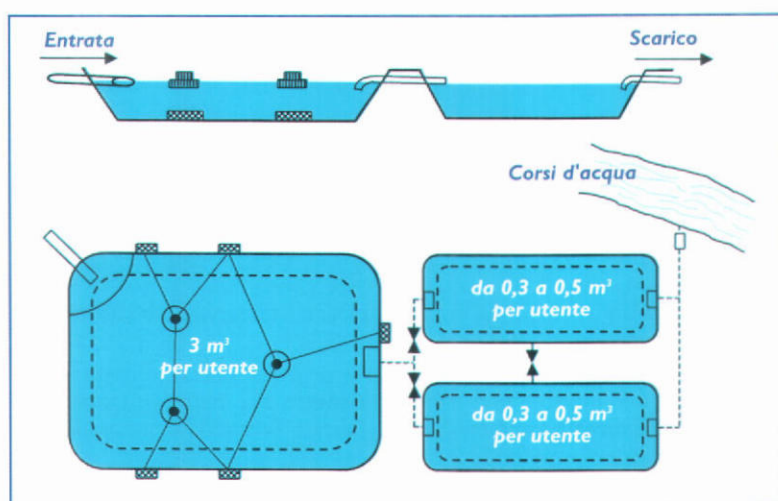


Figura n° 15: Schema raffigurante il principio di funzionamento di una laguna aerata

(da Agences Financières de bassin, CTGREF - 1979)

Parametri per il dimensionamento

La scelta del terreno

La dimensione della superficie necessaria sarà compresa tra 1,5 e 3 m² per utente.

Lagune d'aerazione

Tabella n° 10: Parametri per il dimensionamento di lagune aerate

Parametro	Dimensionamento
Tempi di decantazione	20 giorni (tempo di decantazione ridotto in realtà ad una quindicina di giorni dopo diversi anni di funzionamento dell'impianto a seguito del volume occupato dai depositi di materia in sospensione => non bisogna quindi tentare di ridurre ulteriormente questa durata in fase di progettazione).
Volume	3 m ³ per utente.
Profondità	Da 2 a 3,50 m con aeratori di superficie (le turbine rapide da 4 kW si adattano a profondità dell'ordine di 2,5 m; quelle da 5,5 kW sono invece impiegate con misure di profondità comprese tra 2,5 e 3 m) > 4 m possibile con insufflazione d'aria.
Forma del bacino	un quadrato attorno a ciascun aeratore
Potenza specifica d'aerazione	Il fabbisogno di ossigeno ammonta a circa 2 kg O ₂ /kg DBO ₅ . Per evitare l'accumulo di depositi fino al raggiungimento di un volume in grado di compromettere il trattamento ed anche per prevenire la formazione di alghe microscopiche, è necessario sovradimensionare gli aeratori ed utilizzare una potenza compresa tra 5 e 6 W/m ³ . In fase operativa resta comunque possibile ridurre i tempi di funzionamento degli aeratori di media potenza, limitando così eccessivi costi operativi.

Laguna di decantazione

Tabella n° 11: Parametri per il dimensionamento di lagune di decantazione

Parametro	Dimensionamento di base
volume	Da 0,6 a 1 m ³ per utente
profondità	Da 2 a 3 m con aeratori di superficie
forma del bacino	Rettangolare con un rapporto larghezza/lunghezza di 2/1 o 3/1
profondità	2 m per lasciare un metro di acque libere prima del travaso dei fanghi

L'utilizzo di due lagune di decantazione con tempi di stazionamento di 4 giorni (0,6 m³/AE x 2) e dal funzionamento alternato facilita l'estrazione dei fanghi che deve essere effettuata ogni due anni.

Esecuzione

Al contrario di quanto avviene per il lagunaggio naturale, l'utilizzo di una geomembrana che garantisca l'impermeabilità sarà preferito al fine di limitare i rischi di degradazione degli argini dovuti al forte sciabordio dell'acqua in movimento. A questo scopo, nel caso sia possibile ottenere un'impermeabilità naturale, conviene installare sugli argini materiali di protezione (cemento spruzzato, griglie + giunchi) per prolungare la durata utile dell'impianto.

A prescindere dal metodo di costruzione adottato, la dotazione di lastre di cemento assicura la protezione contro l'erosione nel punto di installazione della turbina.

Gestione

I vari interventi di manutenzione di questo tipo di impianto sono elencati nella seguente tabella:

Tabella n° 12: Gestione delle lagune aerate

Intervento	Frequenza	Osservazioni
Pulitura dei dispositivi di pretrattamento (sgrigliatore + parete di separazione a sifoide)	1/settimana	
Ispezione generale dei bacini	1/settimana	
Estrazione dei fanghi dalle lagune di decantazione	1 volta ogni due anni in presenza di carico nominale	Il primo spurgo è necessario soltanto dopo i primi 3 o 4 anni di funzionamento
Regolazione, programmazione dell'aerazione	2 volte/anno	Si tratta dell'operazione più complessa che necessita di diverse settimane di tempo dopo ogni programmazione e una verifica del nuovo equilibrio biologico instauratosi all'interno del bacino.
Potatura, taglio	da 2 a 5 volte/anno	
Verifica e lettura dei contatori	1/settimana	
Compilazione del libretto di manutenzione	1/settimana	

Resa

Dal punto di vista del contenuto di materia organica, la qualità dell'effluente è buona: il livello di riduzione raggiunge addirittura l'80%. Per quanto riguarda i nutrienti, invece, la loro eliminazione resta limitata all'assimilazione batterica ed è dunque dell'ordine del 25-30%.

Questo tipo di tecnica si presta facilmente all'apporto complementare di additivi fisico-chimici volti ad eliminare gli ortofosfati.

Vantaggi tecnici

Si tratta di un processo in grado di tollerare numerosissimi fattori che, nei processi di trattamento classici, sono responsabili di difetti molto seri di funzionamento:

- grosse variazioni di carico idraulico e/o organico;
- effluenti altamente concentrati;
- effluenti con squilibrio nei nutrienti (causa dello sviluppo di filamenti nei fanghi attivi);
- trattamento congiunto di effluenti domestici ed industriali biodegradabili;
- buona integrazione ambientale;
- fanghi stabilizzati.

Inconvenienti tecnici

- scarichi di qualità media rispetto alla totalità dei parametri;
- presenza di apparecchiature elettromeccaniche la cui manutenzione richiede l'intervento di personale specializzato;
- rumorosità legata alla presenza di un sistema di aerazione;
- consumo energetico elevato.

Sistemi misti [associazione di impianti estensivi (colture libere o fisse)]

L'associazione di diversi sistemi naturali, a colture libere o fisse, in serie o in parallelo, viene talvolta adottata per consentire di adattare il trattamento ad uno scopo specifico (qualità degli scarichi, integrazione delle acque piovane, particolare affluente ecc.).

Nell'ambito del trattamento principale l'esperienza è ancora scarsa e le rese difficili da valutare. Alcuni studi (Radoux M. e al - 2000) su MHEA, (Mosaïques Hiérarchisées d'Ecosystèmes Artificiels - Mosaici Gerarchici di ecosistemi artificiali) mostrano potenzialità interessanti senza tuttavia definire parametri certi per di dimensionamento.

Il ricorso alla filtrazione verticale ed orizzontale in serie sembra costituire una soluzione interessante per garantire un trattamento più avanzato dell'azoto e del fosforo, in base al tipo di supporto utilizzato (Cooper - 1999). Un primo stadio di filtrazione verticale consente una notevole riduzione dei solidi sospesi, della DBO_5 come pure una nitrificazione quasi totale. Un secondo stadio di filtrazione orizzontale, invece, serve per affinare il trattamento sui solidi sospesi e la DBO_5 , oltre a consentire una denitrificazione ed un assorbimento del fosforo qualora il supporto scelto abbia buone caratteristiche (Fe, Al, Ca).

Configurazioni più complesse vengono poi impiegate per affinare trattamenti secondari o finali. Dopo tecniche come quella delle lagune aerate o del lagunaggio

naturale, impianti come quello di lagune a macrofiti d'acqua permetterebbero di eliminare il rischio di scarichi di cattiva qualità.

I sistemi a lagune facoltative combinate a lagune a macrofiti d'acqua vengono spesso utilizzati per il trattamento delle acque piovane (Strecker e al - 1992).

Nel caso in cui la popolazione si avvicini al valore di 4.000 AE, si consiglia di confrontare attentamente i costi di investimento e di gestione con quelli di processi considerati più intensivi. I problemi di gestione legati a superfici estese non sono da sottovalutare.

Naturalmente è possibile creare molteplici configurazioni diverse in base alla volontà di riprodurre i diversi sistemi naturali di zone umide. Tuttavia non bisogna nemmeno pensare che la complessità di un impianto vada sempre a scapito della sua semplicità di gestione - caratteristica per altro piuttosto ricercata. Inoltre le attuali conoscenze scientifiche relative al funzionamento delle zone umide induce, la maggior parte delle volte, a tentare di semplificare la configurazione in modo da poter meglio controllare il processo di depurazione.

CONCLUSIONI: ALCUNI ELEMENTI PER LA SCELTA TECNICA

Riepilogo delle tecniche estensive ←

In certi casi, le tecniche di trattamento fanno emergere la necessità di un trattamento primario (cfr. glossario) a monte e, in altri, si rivelano applicabili esclusivamente in fase di affinamento (o trattamento finale).

Tabella n° 13: le tecniche di trattamento estensivo

Impianto classico	Trattamento primario	Trattamento secondario	Trattamento finale
Infiltrazione-percolamento	Decantatore digestore	Infiltrazione-percolamento	
Filtri con piante a deflusso verticale	Filtri con piante a deflusso verticale (1° strato), filtri con piante a deflusso verticale (2° strato)		
Filtri con piante a deflusso orizzontale	Decantatore digestore	Filtri con piante a deflusso orizzontale	
Lagunaggio naturale	1° bacino di lagunaggio, 2° bacino di lagunaggio e 3° bacino di lagunaggio		
Lagunaggio a macrofiti	Sconsigliato	Sconsigliato	Uno o più bacini
Lagunaggio aerato	Laguna aerata + laguna di decantazione		Laguna di affinamento
Sistemi misti, ad esempio...	1° bacino di lagunaggio, 2° bacino di lagunaggio		Infiltrazione-percolamento
	Laguna aerata + laguna di decantazione		Infiltrazione-percolamento
	Filtri con piante a deflusso verticale + Filtri con piante a deflusso orizzontale		

La maggior parte di queste tecniche garantisce un'eliminazione non indifferente di uno dei parametri caratteristici della fase di trattamento finale (azoto, fosforo, germi indicatori di contaminazione fecale) secondo livelli variabili e specificati qui di seguito in Tabella 14.

Qualità degli scarichi ←

L'efficacia degli impianti estensivi secondo i relativi parametri è illustrata qui di seguito:

Tabella n° 14: Efficacia degli impianti estensivi in relazione ai relativi parametri

Parametri	Materia organica	N-NK	N Globale	P totale	Contaminazione fecale
Infiltrazione-percolamento	Sì	Sì	No	No	Solo con dimensionamento specifico
Filtri con piante a deflusso verticale	Sì	Sì	No	No	No
Filtri con piante a deflusso orizzontale	Sì	Scarsa nitrificazione	Buona denitrificazione	No	No
Lagunaggio naturale	Livelli medi	Sì	Sì	Sì, durante i primi anni	Sì
Lagunaggio a macrofiti	Livelli medi	Sì	Sì	Sì, durante i primi anni	Sì
Lagunaggio aerato	Livelli medi	Livelli medi	No	No	No

→ Vantaggi ed inconvenienti: riepilogo

La scelta verrà dunque effettuata sulla base dei vantaggi e svantaggi che caratterizzano le varie tecniche e di cui è fornito un riepilogo nella tabella seguente.

Tabella n°15: Riepilogo dei vantaggi e degli inconvenienti delle tecniche estensive

Tecnica	Vantaggi	Inconvenienti
Infiltrazione-percolamento su sabbia	<ul style="list-style-type: none"> ● Risultati eccellenti sui valori di DBO₅, DCO, solidi sospesi; nitrificazione avanzata; ● Superficie necessaria molto minore rispetto a quella richiesta per il lagunaggio naturale; ● Capacità di decontaminazione interessante. 	<ul style="list-style-type: none"> ● Necessità di un impianto efficace di decantazione primaria; ● Rischio di ostruzione; ● Necessità di disporre di grandi quantità di sabbie; ● Limitata capacità di adattamento ai sovraccarichi idraulici.
Filtrazione con piante a deflusso verticale	<ul style="list-style-type: none"> ● Manutenzione semplice e a basso costo. In presenza delle necessarie condizioni topografiche, assenza di consumo energetico; ● Trattamento delle acque reflue domestiche; ● Gestione minima dei depositi organici trattenuti sul primo stadio di filtri; ● Buona adattabilità alle variazioni stagionali della densità di popolazione. 	<ul style="list-style-type: none"> ● Manutenzione regolare, taglio annuale dei giunchi dalla zona aerata; operazione manuale prima della crescita eccessiva; ● L'impiego per agglomerati di dimensioni superiori ai 2.000 AE resta un meccanismo delicato per ragioni di gestione dell'idraulica e di costi (in relazione agli impianti classici); ● Rischio di presenza di insetti o roditori;
Filtrazione con giunchi a deflusso orizzontale	<ul style="list-style-type: none"> ● Basso consumo energetico; ● Assenza di rumorosità e buon livello di integrazione ambientale; ● Manutenzione che non richiede alcuna qualifica particolare; ● Buona reazione alle variazioni di carico. 	<ul style="list-style-type: none"> ● Dimensioni estese, accessi compresi, dell'ordine di 10 m²/AE (equivalente alle dimensioni di una laguna naturale). ● Impianti per 2.000-15.000 AE possono essere progettati previa riflessione accurata sulle condizioni di adattamento dei parametri di dimensionamento e previa garanzia di conoscenza dei meccanismi idraulici coinvolti.
Lagunaggio naturale	<ul style="list-style-type: none"> ● Apporto energetico non necessario in caso di dislivello favorevole; ● Interventi di manutenzione semplici ma rese sensibilmente ridotte nel caso in cui la pulitura globale non venga effettuata con le dovute scadenze; ● Eliminazione di una grossa parte dei nutrienti: fosforo e azoto (in estate). ● Buon livello di eliminazione dei germi patogeni durante la stagione estiva; ● Buona adattabilità alle variazioni consistenti di carico idraulico; ● Assenza di costruzioni in muratura, progettazione semplice; ● Buon livello di integrazione ambientale; ● Assenza di rumorosità; ● Fanghi ottenuti ben stabilizzati, fatta eccezione per quelli presenti sulla superficie del primo bacino. 	<ul style="list-style-type: none"> ● Dimensioni estese (10 m²/AE); ● Costi di investimento fortemente legati alla natura del sottosuolo. In presenza di un terreno sabbioso o instabile è preferibile non utilizzare questo tipo di lagunaggio; ● A livello di materia organica, rese più scarse se paragonate a quelle dei processi intensivi. Tuttavia lo scarico di materia organica si effettua sotto forma di alghe, vale a dire in modo meno dannoso per l'ossigenazione dell'ambiente a valle, rispetto all'emissione di materia organica dissolta. ● Qualità degli scarichi variabile in base alle stagioni; ● La conoscenza e la capacità di gestione dell'equilibrio biologico e dei processi di depurazione restano limitate.
Lagunaggio aerato	<ul style="list-style-type: none"> ● Tolleranza a forti variazioni di carico idraulico e/o organico; ● Tolleranza agli effluenti molto concentrati; ● Tolleranza agli effluenti a scarso contenuto di nutrienti (all'origine di formazioni filamentose all'interno dei fanghi attivi); ● Trattamento combinato di effluenti domestici ed industriali biodegradabili. ● Buon livello di integrazione ambientale; ● Fanghi stabilizzati. 	<ul style="list-style-type: none"> ● Scarti di qualità media rispetto alla totalità dei parametri; ● Presenza di apparecchiature elettromeccaniche la cui manutenzione richiede l'intervento di personale specializzato; ● Rumorosità legata alla presenza di un sistema di aerazione; ● Consumo energetico elevato.

L'importanza del fattore climatico

Il processo decisionale deve essere basato sull'adeguamento delle diverse caratteristiche dell'impianto di trattamento al contesto locale. In quest'ottica, è necessario approfondire l'adattabilità degli impianti di trattamento alle condizioni climatiche.

La filtrazione verticale è in grado di sopportare periodi di gelo senza subire un peggioramento consistente della qualità del trattamento. Tuttavia, dato che l'alimentazione è a fasi alterne, lunghi periodi di gelo senza protezione termica dalla neve possono compromettere l'idraulica del filtro e, di conseguenza, il trattamento. E' possibile isolare gli elementi con della paglia per evitare eccessive gelate (Wallace et al - 2000, Brix - 1998). Ciò nonostante, in vari impianti della Danimarca non si riscontra alcuna differenza di rendimento tra le diverse stagioni.

La filtrazione orizzontale sopporta facilmente lunghi periodi di gelo. Diversi fattori permettono di isolare termicamente le acque dalla temperatura esterna: la neve, i giunchi tagliati lasciati in superficie e, nel caso di periodi di gelo particolarmente critici, lo strato d'aria bloccato sotto la coltre di ghiaccio che si è formata sulla superficie del filtro. Tuttavia, la resa può essere inferiore rispetto al periodo estivo. In condizioni di clima estremo è quindi consigliabile prendere in considerazione un fattore di sicurezza in termini di dimensionamento.

Gli impianti di lagune a macrofite sono sensibili alle condizioni di temperatura dell'acqua. Un abbassamento della temperatura riduce le cinetiche di degradazione. Per quanto riguarda le lagune a microfite, la fotosintesi può continuare il suo processo sotto uno o due centimetri di ghiaccio.

Nel dimensionamento delle lagune a macrofite, la costante di degradazione dipende dalla temperatura. Tuttavia, la variabilità delle portate e delle concentrazioni sulla base delle diverse stagioni rende difficile interpretare l'impatto effettivo della temperatura. Il ciclo dell'azoto è il più sensibile agli effetti delle temperature. Gli effetti sulla DBO_5 sono curiosamente meno evidenti ed animano diverse discussioni (Kadlec, R.H. et al - 2000). Al contrario, i solidi sospesi non sono influenzati dalla temperatura.

Il tempo di stazionamento nei bacini varia secondo le condizioni climatiche e, pertanto, influenza indirettamente i rendimenti attesi. La forte evapo-traspirazione durante le stagioni calde possono aumentare notevolmente il tempo di soggiorno e, di conseguenza, il rendimento. Al contrario, il gelo di una sezione d'acqua superiore nel periodo invernale riduce il tempo di stazionamento.

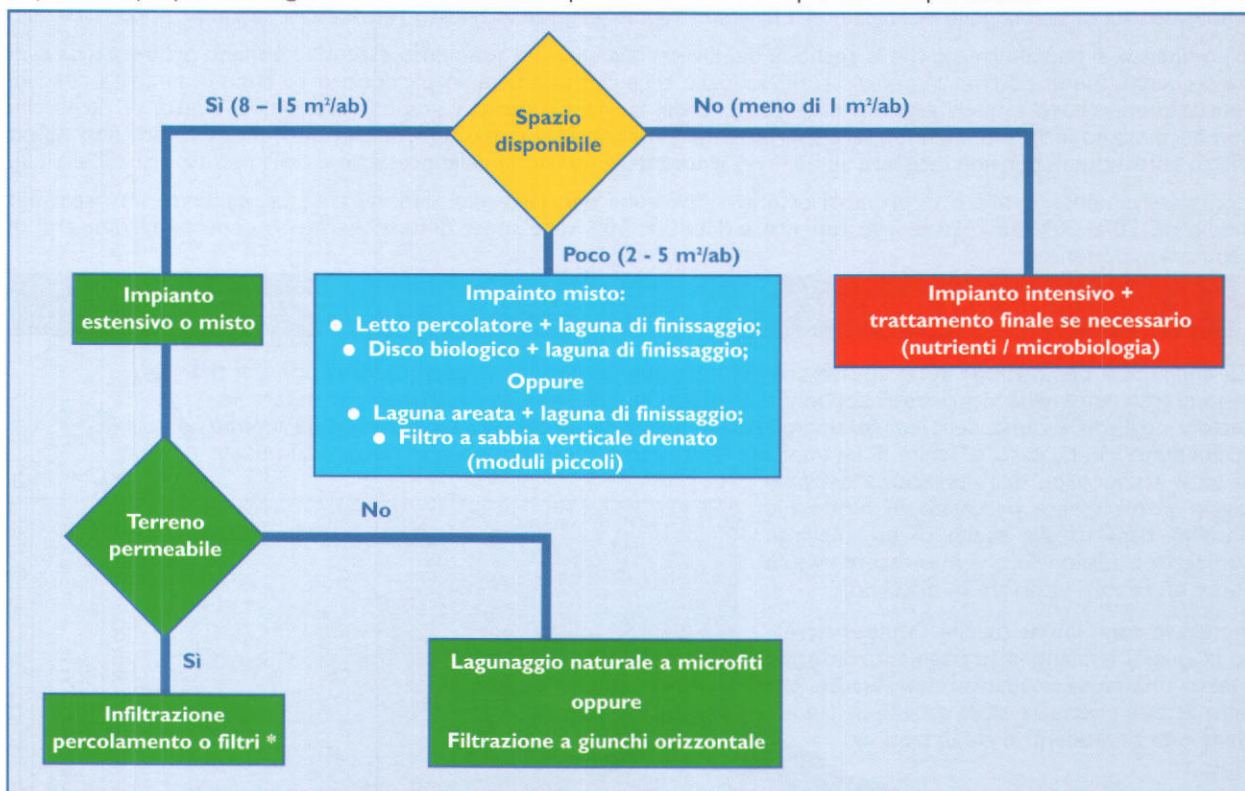
Si sconsiglia la creazione di lagune aerate in zone dal clima estremamente freddo.

Qualunque sia l'impianto di trattamento richiesto, nelle zone dai climi estremi è consigliabile prendere in considerazione un fattore di sicurezza in termini di dimensionamento. Si richiedono ulteriori studi per determinare in maniera più accurata tali fattori.

In realtà, più che il clima, i principali fattori da prendere in considerazione sono lo spazio disponibile e la permeabilità del terreno.

Albero decisionale

E' possibile proporre il seguente albero decisionale per la scelta di un impianto di depurazione.



* filtrazione verticale se si cerca di eliminare l' NH_4^+ e i germi (senza azione sull' NO_3^-); filtrazione verticale + orizzontale oppure solo orizzontale se si cerca di effettuare la denitrificazione. In tal caso, il rischio di una concentrazione elevata di NH_4^+ a livello dello scarico è maggiore.

Figura n° 16: Albero decisionale (Jean Duchemin - Commissione Europea - 2001)

→ I costi

I dati della seguente tabella sono frutto di esperienze francesi e restano validi e convalidati soprattutto per quest'area geografica.

Tabella n°16: costi (in EURO) per un impianto di 1.000 abitanti
(fonte: documento tecnico "Fondo Nazionale per le Risorse Idriche" n°22 - 1998)

	Fanghi attivi	Letti percolatori	Dischi biologici	Lagune aerate	Lagune naturali	Decantatore-digestore + infiltrazione percolamento	Decantatore-digestore + letto con giunchi
Investimento	230.000 (± 30 %)	180.000 (± 50 %)	220.000 (± 45 %)	130.000 (± 50 %)	120.000 (± 60 %)	190.000 (± 50 %)	190.000 (± 35 %)
Funzionamento (di cui energia) => Costo annuale in EURO/anno	11.500	7.000	7.000	6.500	4.500	6.000	5.500

Un'altra fonte fornisce costi sensibilmente diversi per i processi intensivi, in quanto il costo di investimento per i fanghi attivi e per i letti percolatori si aggira intorno ai 155.000 EURO (cfr. Agence de l'Eau Seine-Normandie - 1999). Tuttavia, queste ultime cifre risultano da dati trasmessi dai costruttori, mentre i dati della tabella sopra riportata risultano da indagini effettuate su terreni in cui sono stati confrontati e analizzati i costi di 10-15 insediamenti di uno stesso impianto.

Una terza fonte (cfr. Alexandre O, Grand d'Esnon - 1998) fornisce cifre per un impianto di depurazione di dimensioni comprese tra 2.000 AE e 15.000 AE, di tipo ad areazione prolungata con trattamento dell'azoto ed eventualmente del fosforo. Il costo per la costruzione di questo tipo di impianto, dopo l'aggiudicazione di un buon appalto, equivale ad un importo di 120-140 EURO AE IVA esclusa. Il costo dell'operazione globale, che comprende la direzione dei lavori, i diversi studi preliminari, la procedura di autorizzazione allo scarico, gli studi di valorizzazione dei fanghi e dei rifiuti ammonta a quasi 150 EURO AE IVA esclusa. Se si considera l'ipotesi di un sovradimensionamento normale dal 15 al 20 %, il costo per la realizzazione di un impianto di depurazione con capacità compresa tra 2.000 e 15.000 AE ammonta a 185 EURO AE IVA esclusa. Il valore delle opere di ingegneria civile, stabilito su un importo di 92,5 EURO AE, si ammortizza nell'arco di 20 anni. Il valore degli interventi di elettromeccanica, stabilito su un importo di 92,5 EURO AE, si ammortizza nell'arco di 12 anni.

Le cifre, come risulta dai suddetti esempi, possono variare sensibilmente a seconda delle fonti, mentre l'oggetto esaminato rimane il medesimo (realizzazione di un impianto in Francia). Ciò conferma che realizzare un confronto tra i costi delle diverse tecniche estensive a livello europeo costituisce un'operazione molto delicata. Da diversi studi risulta che gli impianti di depurazione tedeschi con uguale capacità hanno un costo del 20-25% superiore rispetto alla Francia a causa del costo della costruzione, del materiale utilizzato e dei fattori di sicurezza impiegati (cfr. Berland J.M., 1994). Al contrario, i costi degli impianti in Grecia o in Portogallo saranno più bassi rispetto alla Francia essendo il costo della costruzione meno elevato. D'altra parte, il contesto locale può generare diversi sovraccosti a livello di investimenti (terrazzamento in una zona pietrosa, terreno permeabile che necessita di una posa di geomembrana, assenza di sabbia nelle vicinanze...). Enunciare regole generali in questo settore sarebbe a dir poco rischioso.

In compenso, si può affermare che la gestione dei diversi impianti di trattamento estensivo è meno problematica e, di conseguenza, meno costosa rispetto all'utilizzo delle tecniche intensive, in particolare se si considerano i costi di consumo energetico e quelli generati dalla gestione dei fanghi. E' questo il grande vantaggio di queste tecniche che non necessitano inoltre di manodopera specializzata. E' importante comprendere che tutti questi aspetti non vanno affatto sottovalutati per non assistere ad una vertiginosa degenerazione delle prestazioni dell'impianto (cfr. tabella 15).

Complessivamente, l'utilizzo di processi estensivi dovrebbe permettere, a pari capacità, di realizzare un risparmio medio dal 20 al 30% sui costi di investimento, e dal 40 al 50% sulle spese di funzionamento rispetto agli impianti di depurazione intensivi.

→ Il vantaggio dei processi estensivi: il contributo ambientale

Gli impianti di depurazione sono spesso costruiti in zone periferiche e, per questa ragione, si trovano di frequente nelle vicinanze di sobborghi. In questi luoghi il paesaggio urbano può essere soggetto a degrado a causa della concentrazione delle abitazioni e del suo aspetto talvolta troppo "cementato". In tal caso, la scelta di un impianto di trattamento estensivo, non nocivo dal punto di vista acustico né dell'alterazione del paesaggio, potrà essere percepito in modo più positivo rispetto alla scelta di un impianto compatto tradizionale, che può essere vissuta come un fattore ulteriore di disturbo.

Inoltre, le zone umide (bacini, canneti) ricreate in questi impianti di trattamento attirano spesso una fauna acquatica interessante, che permette di effettuare delle attività pedagogiche per gli studenti e gli abitanti dei dintorni.



Capacità di 28 000 AE (foto Ville de Rochefort-sur-Mer)

Infiltrazione percolamento un caso particolare, l'impianto di Mazagon (Spagna)

▲ Cenni generali

L'impianto depura le acque reflue di Mazagon, un paesino turistico situato sulla costa atlantica nel sud della Spagna. La popolazione di questo paese è di 850 abitanti in inverno ed aumenta enormemente in estate fino a raggiungere i 20.000 AE. L'impianto di depurazione pilota tratta solo una parte di questo inquinamento ed è stato progettato per un agglomerato medio di 1.700 AE

Si noti che in questo caso si desidera ottenere solo una depurazione parziale; è questo il motivo di un sottodimensionamento rispetto al valore indicato in questa guida ($1,5 \text{ m}^2 / \text{ab}$) convalidato anche su un certo numero di impianti esistenti.

▲ Descrizione del progetto

L'impianto è costituito da un'unità di sterratura idraulica da 170 m^3 , da un bacino di deposito e da tre coppie di vasche di infiltrazione presenti nelle dune. Ciascun modulo di infiltrazione presenta una superficie di 200 m^2 . Si tratta di un impianto senza drenaggio. La falda acquifera si trova ad una profondità compresa tra 5,1 e 6,6 metri a seconda dei bacini.

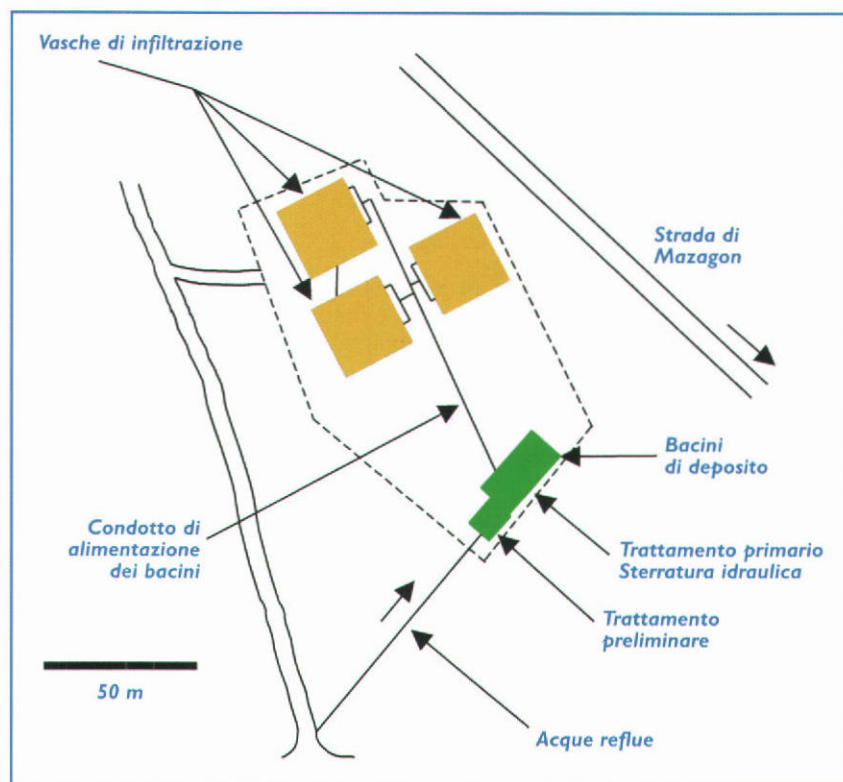


Figura n° 17:
Schema dell'impianto
(V. Mottier, F. Brissaud, P. Nieto
and Z. Alamy – 2000)

Quando si effettua una mandata di travaso si spandono circa 100 m^3 di acque reflue. Ciascuna sequenza si effettua su due vasche di infiltrazione. Le mandate avvengono tramite apertura di valvole manuali. Una sequenza di alimentazione di acque reflue di un modulo di infiltrazione dura dai 40 ai 50 minuti, per una portata di $130 \text{ m}^3/\text{h}$. Si effettua una sola mandata al giorno per modulo di infiltrazione.

Gli effluenti vengono ripartiti sui letti filtranti a sabbia tramite canali di distribuzione (condotti forati).

I prelievi di campionatura sono stati realizzati a 30, 60, 100, 150 e 200 centimetri di profondità tramite appositi pozzetti.



Impianto di Mazagon
(Spagna)

▲ Risultati

Si noti che l'effluente non si distribuisce uniformemente sulla superficie di infiltrazione. La metà della superficie viene inondata dopo cinque minuti di distribuzione degli effluenti, il 75 % dopo 12 minuti ed il 90 % dopo 21 minuti.

Un'eterogeneità simile si osserva alla fine dell'alimentazione. Tale inconveniente è dovuto a:

- una distribuzione non uniforme dai condotti;
- una lunga durata dell'alimentazione in rapporto alla superficie di infiltrazione ed alla permeabilità della sabbia;
- delle disparità di altezza a livello della superficie di infiltrazione, nonostante le frequenti rastrellature.

Ne risulta una consistente eterogeneità del carico applicato effettivamente a livello della superficie della porzione di infiltrazione.

Il 95% del volume della mandata ha superato i due metri di profondità dopo due ore dall'inizio dell'alimentazione. La velocità di percolamento è compresa tra 1,1 e 2 m/h.

▲ Resa

Parametri chimici tradizionali

La resa misurata sui diversi parametri chimici tradizionali è la seguente:

Tabella 17: Resa dell'impianto

Resa in primavera (1993) – valore medio su quattro mandate				
	DCO (mgO ₂ /l)	NH ₄ (mgN/l)	NO ₂ (mgN/l)	NO ₃ (mgN/l)
Effluente	279	31,5	0,02	2,3
Acqua depurata	36	0,5	0,08	28,2
Rendimento della depurazione	87 %	98 %		
Resa in estate (1993) – valore medio su tre mandate				
Effluente	408	53,8	0,02	3,0
Acqua depurata	35	0,3	0,14	32,4
Rendimento della depurazione	91 %	99 %		

La DCO è diminuita del 90% e più del 98% di N-NH₄ si è ossidato. Le prestazioni sulla DCO e l'NH₃ sono quindi eccellenti. Tuttavia, questi dati provengono da un'unica campagna di raccolta che è durata cinque mesi (da marzo ad agosto 1993) e non è perciò possibile verificare il mantenimento delle prestazioni nel lungo termine.

La disinfezione

La resa in termini di disinfezione è stata misurata sui coliformi totali, i coliformi fecali e gli streptococchi fecali. Le medie sono state realizzate a partire da misurazioni effettuate su sette sequenze.

Il tasso di abbattimento è espresso come segue:

$$\Delta m = \log (C_i/C_0)$$

Il risultato è espresso in unità log (U log).

con C_i = numero di microrganismi nell'effluente

C_0 = numero di microrganismi nell'acqua filtrata

Questo tasso di abbattimento è di 1,2 U log per i coliformi totali, 1,6 U log per i coliformi fecali e 1,3 U log per gli streptococchi fecali.

La disinfezione resta quindi mediocre per un processo di infiltrazione su sabbia. Ciò è dovuto essenzialmente alla granulometria della sabbia utilizzata, che è relativamente grossa, ed all'irregolarità di questo materiale. La resa su questo tipo di parametro è anche inferiore rispetto a quella ottenuta dagli impianti di trattamento compatti "tradizionali" (fanghi attivi, letti percolatori...).

▲ Bibliografia relativa all'infiltrazione percolamento di Mazagon (Spagna)

V. Mottier, F. Brissaud, P. Nieto and Z. Alamy – 2000 wastewater treatment by infiltraton percolation: a case study, in Water Science and Technology, Vol. 41, P.P. 77-84.

Infiltrazione percolamento: un impianto tradizionale, il caso di Souillac Paille-Basse (Francia – Dipartimento del Lot)

▲ Cenni generali

L'obiettivo della depurazione è la protezione dell'acquifero carsico. La popolazione servita al momento della misurazione delle prestazioni (1993) era di 900 AE ed era costituita essenzialmente da stagionali.

La rete di risanamento è una rete separata e la portata quotidiana è di 100 m³ nei momenti di punta

▲ Descrizione del progetto

L'impianto è costituito dai seguenti elementi:

- Pretrattamento: pompa sminuzzatrice;
- Decantatore-digestore (portata: 1.200 AE);
- Alimentazione: tramite mandate da 17 o 34 m³, a seconda della portata del serbatoio in servizio:
 - Alimentazione tramite pompaggio a 40 m³/h. Le pompe sono comandate da dei galleggianti;
 - la distribuzione tra le vasche è comandata manualmente;
 - successivamente, la suddivisione sulle vasche è stata la seguente:
 - configurazione iniziale: 3 punti di alimentazione per vasca, con equidistribuzione tramite sfioratore;
 - configurazione definitiva: 2 punti di alimentazione tramite la parte inferiore del bacino.
- Bacini:
 - Configurazione iniziale: 2 bacini da 400 m² ciascuno;
 - Configurazione definitiva: compartimentazione dei bacini in sotto moduli da 130 o 200 m².
- Massa filtrante:
 - Sabbia di riporto ($d_{10} = 0,21$ mm; coefficiente di uniformità = 2,4), spessore: 0,80 m;
 - Strato drenante: da 20 a 40 cm di ghiaia.
- Scarico: infiltrato in loco verso la falda acquifera.
- Funzionamento:
 - Alimentazione tramite mandate da 0,13 m o 0,26 m, nella configurazione iniziale, e da 0,085 m o 0,17 m, nella configurazione definitiva;
 - La durata dei periodi di funzionamento è estremamente variabile, da 1 giorno a quasi un mese. Generalmente una sola vasca è in servizio;
 - Strato d'acqua quotidiano sulla vasca in funzionamento: $h = 50$ cm.

▲ Resa

Tabella 18: Resa dell'impianto

	Effluenti decantati	Effluenti di percolamento
Solidi sospesi (mg/l)	117	da 20 a 36
DCO (mg/l)	580	da 201 a 282
DBO ₅ (mg/l)	263	da 54 a 120
NTK (mg/l)	112	da 53 a 75
N-NO ₃ (mg/l)	< 1	da 70* a 1
Coliformi fecali / 100 ml	2.10 ⁷	da 6.10 ⁶ a 2.10 ⁷

* media influenzata da alcuni valori eccezionalmente elevati.

Il carico inquinante degli effluenti decantati è tale che la loro ossidazione non è possibile se non applicando dei carichi idraulici quotidiani di un massimo di 15 cm. Dato che i carichi applicati sono almeno da 3 a 5 volte più elevati, l'ossidazione è solo parziale. La soluzione consisterebbe nel cambiare la parte inferiore del bacino ad ogni nuova mandata; per fare questo sarebbero necessarie delle attrezzature più sofisticate (valvole motorizzate telecomandate).

I carichi idraulici elevati o addirittura eccessivi su uno scarso spessore di massa filtrante non consentono di ottenere un livello elevato di decontaminazione.

▲ Bibliografia relativa all'infiltrazione percolamento di Souillac Paille-Basse

Brissaud F. - 1993, Epurazione delle acque usate urbane per infiltrazione percolazione: stato dell'arte e studi di caso, Etude Inter Agences n°9, Agences de l'Eau, Ministère de l'Environnement, Paris.

→ Filtrazione con piante a deflusso verticale, il caso di NEA Madytos – Modi (Grecia)

▲ Cenni generali

Nel 1991, su iniziativa della Comunità europea, viene lanciato in Grecia, nei comuni di NEA MADYTOS – MODI, un programma di valutazione degli impianti di depurazione del tipo a filtrazione con piante a deflusso verticale. Il dimensionamento è stato effettuato sulla base di esperienze inglesi (Montgomery Watson, University of Portsmouth, Camphill Water) e francesi (Société d'Ingénierie Nature et Technique, SINT) e si pone i seguenti principali obiettivi al fine di dimostrare:

- l'efficacia del trattamento con un'attrezzatura elettromeccanica minima;
- la buona integrazione del processo nel suo ambiente;
- lo sviluppo di un interessamento e di una responsabilizzazione locale del risanamento;
- la riduzione dei costi d'investimento e di manutenzione;
- la possibilità di riutilizzo locale dei fanghi e dell'effluente trattato.

Questo è uno dei più grandi impianti del tipo a filtrazione con piante a deflusso verticale esistenti al mondo. La sua capacità è di 3500 AE. È stato inaugurato nel giugno 1995 ed è stato sottoposto ad una valutazione sul funzionamento e sulle prestazioni in un arco di tempo di 2 anni. Non è quindi possibile verificare il mantenimento delle prestazioni nel lungo termine.

▲ Descrizione del progetto

Tutto il flusso passa attraverso uno sgrigliatore automatico e può essere deviato verso uno sgrigliatore manuale.

Trattamento primario

Sono stati realizzati due trattamenti primari per testarne le prestazioni:

l'impianto di trattamento A riceve circa 2/3 del flusso da un decantatore-digestore. I fanghi vengono inviati su dei letti di essiccazione (filtrazione verticale secondo Liénard et al – 1995).

L'impianto di trattamento B riceve circa 1/3 del flusso. È costituito da 4 filtri verticali dimensionati a 0,6 m²/AE, per una superficie quindi di 620 m². Funzionano due alla volta alternandosi settimanalmente.

Trattamento secondario

Questo trattamento è costituito da due stadi di filtrazione verticale.

Le acque decantate del flusso A vengono inviate ad un primo stadio di 8 filtri verticali, tramite un sifone, per una superficie totale di 1360 m² dimensionati a 0,6 m²/AE. Di questi 8 filtri, 6 ricevono le acque contemporaneamente mentre gli altri 2 sono a riposo.

Le acque del flusso B, provenienti dal primo stadio, vengono inviate a 2 filtri dimensionati a 0,3 m²/AE, per una superficie totale di 340 m². Funzionano a fasi alterne settimanalmente.

Il secondo stadio riceve tutte le acque provenienti dalle tappe precedenti. Si tratta di 6 filtri verticali dimensionati a 0,35 m²/AE, per una superficie totale di 1170 m². Di questi 6 filtri, 4 sono alimentati contemporaneamente mentre gli altri 2 sono a riposo.

Nella tabella seguente sono riassunte le caratteristiche dei filtri:

Tabella 19: Prestazioni dell'impianto

	Flusso B Primo stadio	Flusso B Secondo stadio fase 1	Flusso A Secondo stadio fase 1	Flusso A+B Secondo stadio fase 2
Dimensionamento (m ² /AE)	0,6	0,3	0,6	0,35
Superficie totale (m ²)	620	340	1360	1170
Numero di filtri	4	2	8	6
Superficie per filtri (m ²)	(2x140) + (2x170)	170	170	195
Altezza del substrato				
Sabbia (m)	-	0,15	0,15	0,15
Ghiaia fine (m)	0,70	0,60	0,60	0,60
Ghiaia grossa (m)	0,10	0,10	0,10	0,10
Strato drenante (m)	0,15	0,15	0,15	0,15

Trattamento finale

Due lagune situate a valle dei filtri hanno lo scopo di ridurre il numero di organismi patogeni per poter riutilizzare le acque per l'irrigazione. Queste due lagune presentano caratteristiche identiche: ossia una profondità da 1,5 a 2 m per un volume di deposito complessivo da 4500 a 7000 m³.

▲ **® Esecuzione**

Impermeabilizzazione:

Dato che le caratteristiche del terreno non erano adeguate, è stato necessario effettuare un'impermeabilizzazione. Per questo impianto è stato utilizzato il cemento, meno costoso nel contesto locale greco rispetto ad una geomembrana.

Materiali

I diversi materiali da rivestimento (ghiaie lavate, sabbie, ciottoli per il drenaggio) sono stati reperiti localmente.

▲ **Resa**

Le prestazioni ottenute in questi due anni di studio rivelano una notevole degradazione della DBO₅, della DCO e solidi sospesi, oltre ad una nitrificazione attiva.

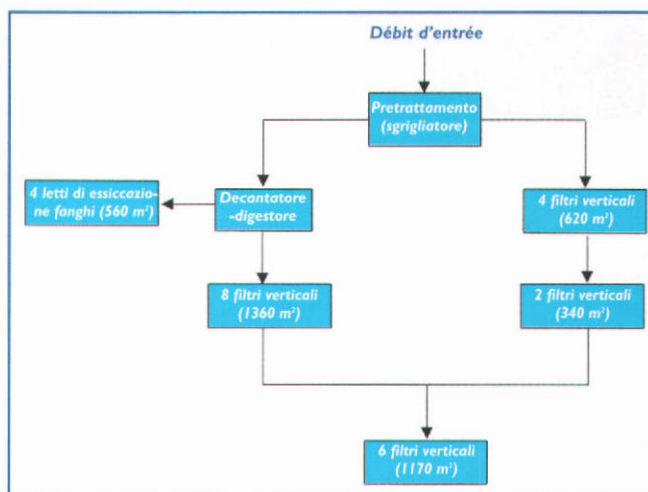


Figura n° 18: Schema dell'impianto di trattamento (Montgomery Watson - 1997)

Tabella n°20: Resa media dei due anni di studio (Final report programme Life)

Parametri	Entrata	Uscita Filtri Verticali	Valori minimi
DBO ₅ (mg/l)	516	17	5,7
DCO (mg/l)	959	58	24,9
SS (mg/l)	497	5	1,1
NH ₄ (mg/l)	80	4,7	0,75
N-NO ₃ (mg/l)	2,6	44,9	24
P-PO ₄ (mg/l)	66	44	18,8
Coliformi totali (cfu/100ml)	8,8.10 ⁷	6,1.10 ⁵ (4,2.10 ⁴ nelle lagune)	689
Coliformi fecali (cfu/100ml)	2,3.10 ⁷	2,1.10 ⁵ (8,6.10 ³ nelle lagune)	285

In particolare, per le diverse fasi del processo, possiamo proporre le seguenti osservazioni:

Trattamento primario fossa Imhoff (A) e filtrazione verticale (B)

I rendimenti ottenuti sugli impianti A e B mostrano in che misura l'alimentazione delle acque reflue interessa i filtri verticali. Tali rendimenti, rispettivamente per i flussi A e B, vanno in media dal 74% al 90% per i solidi sospesi, dal 50% all'80% per la DBO₅ e dal 12,5% al 37,5% per l'NH₄⁺. Il funzionamento senza opera di decantazione consente di evitare i costi aggiuntivi generati dalla gestione dei fanghi e, nel nostro caso, la realizzazione di letti di essiccazione dei fanghi. Inoltre, l'effluente è ben ossigenato all'uscita dai filtri e ciò è molto vantaggioso per la continuazione del trattamento.

Trattamento secondario, fase 1

L'efficacia del trattamento sulla materia organica e solidi sospesi induce concentrazioni in uscita di DBO₅ e di solidi sospesi dell'ordine di 20 mg/l. La concentrazione di O₂ disciolto aumenta nei due impianti mantenendo lo scarto indotto dalla prima fase.

Trattamento secondario, fase 2

In questa fase i due flussi vengono mescolati. La riduzione dei solidi sospesi e della DBO₅ a livelli che si collocano tra i 5 e i 10 mg/l è accompagnata da una nitrificazione quasi totale (NH₄⁺=0). Si rilevano concentrazioni di N-NO₃ dell'ordine di 45 mg/l. La denitrificazione resta quindi debole (40%).

▲ **Conclusioni**

La qualità dell'effluente in uscita dagli stadi di filtrazione in termini di DCO, DBO₅ e di solidi sospesi rispetta le raccomandazioni europee (< 25 mg/l di DBO₅ e 35 mg/l di solidi sospesi). L'alimentazione di acque reflue su un primo stadio di filtri è preferibile sia per la qualità del trattamento che per i costi di investimento. I filtri permettono un'ottima nitrificazione. Le variazioni nella qualità del trattamento (Montgomery Watson - 1997) sono correlate alle variazioni di carichi, temperature e attività di fotosintesi dovute alle stagioni. Tuttavia, i filtri svolgono egregiamente il ruolo di tampone e la qualità dello scarico è quasi sempre costante durante tutto l'anno. Questo tipo di impianto risponde molto bene alle variazioni di carichi e temperature.

Bibliografia relativa alla filtrazione con piante a deflusso verticale dell'impianto di NEA Madytos - Modi (Grecia)

Montgomery W., (1997), Demonstration project in the treatment of domestic wastewater with constructed wetlands. Stage II - Monitoring of Maintenance. Final report. LIFE95UK\A13\GR\181\THE.

Liénard A., Duchène Ph., Gorini D. (1995), A study of activated sludge dewatering in experimental reed-planted or unplanted sludge drying beds. Wat. Sci. Tech., 32 (3), pp 251-261.

➔ **Sistema ibrido (filtrazione con piante a deflusso verticale e con piante a deflusso orizzontale): il caso di Oaklands Park, Newnham-on-Severn, Gloucestershire (Regno Unito)**

▲ **Cenni generali**

L'impianto ibrido è stato costruito nel luglio 1989 per servire il sito di Camphill Village Trust, alla periferia di Newnham nell'estuario del fiume Severn (Inghilterra occidentale). Il movimento di Camphill è un'organizzazione caritatevole internazionale che costruisce e gestisce dei centri di accoglienza e di vita per le persone disagiate. Le comunità di Camphill praticano l'agricoltura biologica. In seguito alla costruzione di questo primo impianto nel 1989, molti altri impianti dello stesso tipo sono stati installati in altre comunità di Camphill e analoghe organizzazioni caritatevoli.

▲ **Descrizione del progetto**

L'impianto di Oaklands Park è stato progettato inizialmente per servire 98 AE, ma in realtà tratta solo gli scarichi di 65 AE. L'impianto, come si può osservare nello schema riportato in seguito, presenta due stadi di filtri verticali alimentati a intervalli, per una superficie complessiva di 63 m², seguiti da due strati di filtri orizzontali alimentati in continuo, per una superficie complessiva di 28 m². La superficie totale utilizzata è di 1,4 m² / AE soltanto. Lo spaccato di seguito riportato mostra la struttura dei filtri verticali utilizzati nel primo e nel secondo strato.

Ciascun filtro verticale è alimentato per 1-2 giorni e poi viene lasciato a riposo per circa 10 giorni. Ciò permette ai filtri di asciugarsi tra un'alimentazione e l'altra e di impedire l'intasamento con la biomassa di depurazione. L'alimentazione è comandata manualmente da membri della comunità. I filtri orizzontali sono alimentati in continuo.

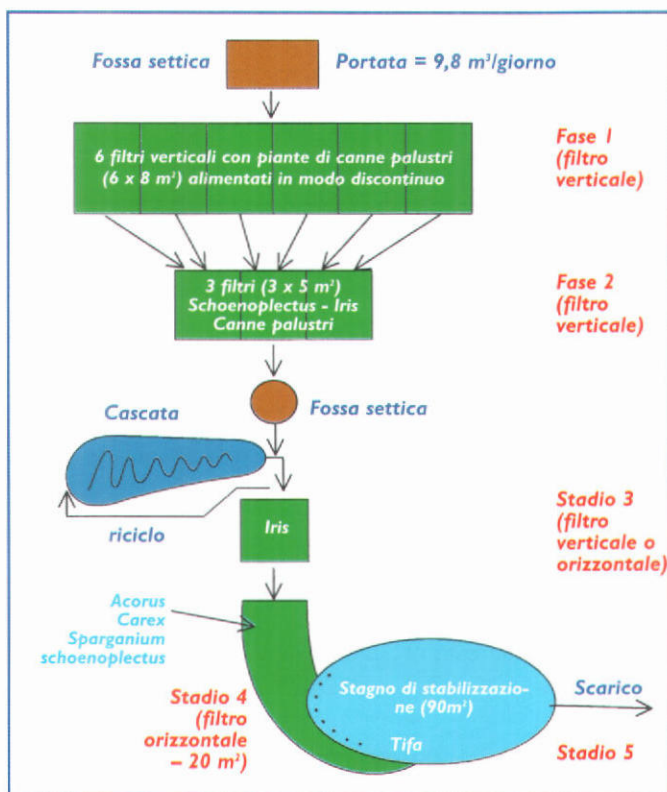


Figura n° 19: impianto misto di Oakland Park (Cooper et al, 1996)

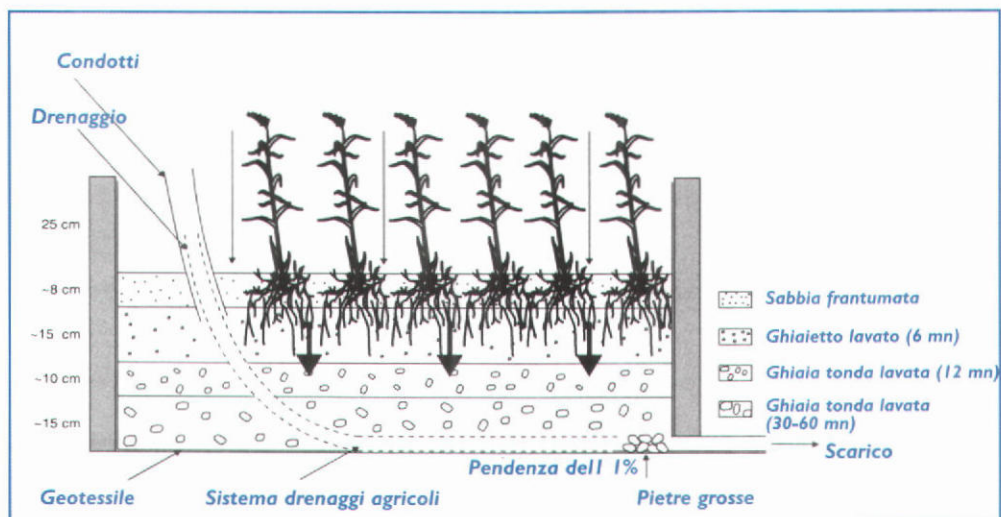


Figura n° 20: Sezione degli strati di filtri verticali

Di seguito è riportata una sintesi della resa rilevata su 47 misurazioni effettuate nell'agosto 1989 e nel marzo 1990 (Bryan et Findlater / WRc – 1991, Cooper et al – 1996 et Cooper – 2001).

Tabella 21: prestazioni dell'impianto misto di Oakland Park (valori medi rilevati su 47 misurazioni effettuate tra agosto 1989 e marzo 1990)

Parametro, mg / litro	Affluente	Stadio I	Stadio II	Stadio III	Stadio IV	Stadio V
DBO ₅	285	57	14	15	7	11
Solidi sospesi	169	53	17	11	9	21
N-NH ₄ ⁺	50,5	29,2	14,0	15,4	11,1	8,1
N-NO ₃ +N-NO ₂	1,7	10,2	22,5	10,0	7,2	2,3
Ortofosfati	22,7	22,7	16,9	14,5	11,9	11,2

Stadio I : 6 filtri verticali utilizzati ad intervalli (rotazione => 1 in servizio 5 a riposo)

Stadio II : 3 filtri verticali utilizzati ad intervalli (rotazione => 1 in servizio 3 a riposo)

Stadio III: 1 filtro orizzontale

Stadio IV: 1 filtro orizzontale

Stadio V : Stagno di stabilizzazione

Una seconda serie di 17 misurazioni è stata effettuata nel periodo da dicembre 1990 ad agosto 1991. I risultati di questa serie confermano i dati indicati nella tabella precedente.

L'abbattimento della DBO₅ e dei solidi sospesi dagli stadi dotati di filtri verticali è soddisfacente e consente di rispettare le norme di scarico previste dalla direttiva "acque reflue urbane". Quanto alla DBO₅ ed ai solidi sospesi, si nota un certo deterioramento dell'acqua trattata a livello della laguna. Ciò è dovuto alla crescita delle alghe, che si aggiungono alla DBO₅ e producono solidi sospesi. Anche la riduzione degli ortofosfati e dell'NH₄⁺ è molto debole in questo stadio.

La nitrificazione è molto forte negli stadi dotati di filtri verticali. Lo si può osservare dalla riduzione degli NH₄⁺ e dal contemporaneo aumento degli NO₃N + NO₂. Tuttavia, lo stadio II non permette di raggiungere una nitrificazione completa.

Si possono osservare degli aumenti significativi dei composti azotati NO₃N + NO₂ nei filtri verticali ed in seguito una riduzione a livello degli stadi III e IV, nonostante la concentrazione relativamente scarsa di DBO₅. Ciò sembra indicare l'esistenza di meccanismi di denitrificazione, a livello dei filtri orizzontali, amplificati dalla lunga permanenza che caratterizza questi stadi.

A livello dei due filtri verticali si verifica una denitrificazione, nel punto in cui la somma dei composti NH₄⁺ + NO₃N + NO₂ è meno elevata (36,5 mg N / litro) rispetto alla concentrazione di NH₄⁺ che viene introdotta nell'impianto (50,5 mg N / litro). La misurazione della concentrazione di NH₄⁺ dell'effluente probabilmente sottovaluta il carico reale di azoto dell'effluente. In effetti, le acque reflue contengono dell'urea (proveniente dall'urina), che può impiegare anche 20 ore per essere idrolizzata in NH₃ e non viene rilevata con il metodo analitico che permette di determinare gli NH₄⁺. Il carico reale di inquinamento azotato potrebbe quindi aggirarsi intorno ai 70 – 100 mg N / litro.

Questa prima esperienza di impianto misto è quindi stata un vero successo. Si è così dimostrato che l'utilizzo combinato di filtri orizzontali e filtri verticali permette di ridurre la DBO₅ a 20 mg / l, i solidi sospesi a 30 mg / l e ottenere una nitrificazione consistente.

▲ Bibliografia relativa all'impianto ibrido di Oaklands Park

Bryan D and Findlater B C, (1991), The modified Max Planck Institute Process- a review of the operation of a vertical flow Reed Bed Treatment System at Oaklands Park, WRc Report UC 1264, WRc Swindon, UK.

Burka U and Lawrence P C (1990), A new community approach to wastewater treatment with higher plants. pp 359-371 in P F Cooper and B C Findlater (Editors), Constructed Wetlands in Water Pollution Control, Pergamon Press, Oxford, UK.

Cooper P F, Job G D, Green M B and Shutes R B E (1996), Reed Beds and Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. pp206 WRc Publications, Medmenham, Marlow, Buckinghamshire, UK.

Cooper P F (2001), Nitrification and denitrification in Hybrid Constructed Wetland systems. Chapter 12 in Transformations in Natural and Constructed Wetlands, Vymazal, J (Editor) to be published by Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands in February, 2001 from paper presented at workshop of the same name held at Trebon, Czech Republic.

Seidel K (1978), Gewässerreinigung durch höhere Pflanzen, Zeitschrift Garten und Landschaft, H1, pp9-17

➔ *Lagunaggio naturale: il caso dell'impianto di Vauciennes (Francia – dipartimento della Oise)*

▲ *Cenni generali*

Il lagunaggio naturale di Vauciennes è costituito da una serie di tre bacini. La successione dei bacini è la seguente:

- ➔ una laguna a microfiti;
- ➔ una laguna a macrofiti;
- ➔ una laguna mista.

Le prestazioni di questo impianto sono state analizzate con molta precisione da ottobre 1981 a luglio 1991 tramite il SATESE della Oise ed il CEMAGREF, su richiesta dell'Agence de l'Eau Seine-Normandie (Schetrite S. – 1994).

▲ *Descrizione del progetto*

Il dimensionamento è caratterizzato dai seguenti parametri:

- ➔ portata nominale: 1000 AE;
- ➔ portate quotidiane: 150 m³ / giorno;
- ➔ portata di punta: 24,5 m³ / h;
- ➔ carico quotidiano: 54 kg DBO₅ / giorno.

La rete di raccolta delle acque reflue da un lato è pseudo-separativa (dotata di sfioratori di piena) e, dall'altro, è separativa.

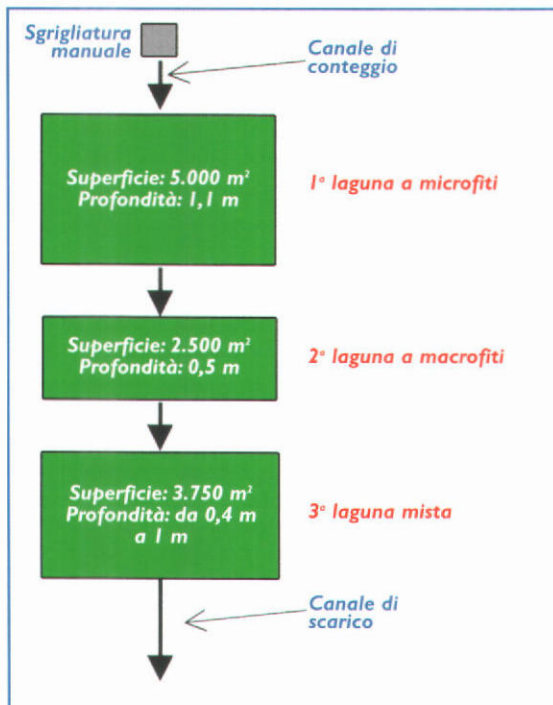


Figura n° 21: lagunaggio di Vauciennes

▲ *Resa*

La resa, calcolata su dei valori medi rilevati da 11 campagne di misurazione realizzate tra ottobre 1981 e luglio 1991, è la seguente:

Tabella 22: Resa degli impianti

	DBO ₅ (mg/l)	DCO (mg/l)	SS (mg/l)	Azoto Kjedhal (mg/l)	NH ₄ (mg/l)	Fosforo totale (mg/l)
Concentrazioni medie delle acque reflue	175	546	302	55	38	20
Concentrazioni medie dell'effluente di uscita	- *	83,6	34,7	13,9	9	4,6

* la DBO è stata misurata sui campioni di uscita dai tre bacini, fino alla 6^a campagna di misurazione (aprile 85). A causa delle incertezze sul valore ottenuto (presenza di alghe, di erba laurina...), oltre tale data non è più stata misurata. E' proprio per evitare questo tipo di incidenti che la direttiva "acque reflue urbane" precisa che le analisi degli scarichi provenienti da questo tipo di impianti devono essere effettuate su campioni filtrati.

Dopo l'apertura dell'impianto, i rendimenti medi sulla DCO e i solidi sospesi aumentano progressivamente e si mantengono in una gamma di valori relativamente stabile fino oltre la 3^a campagna di misurazioni, ossia tra il 60 e il 90% e dal 70 al 95% per i solidi sospesi. Le cattive prestazioni dei primi mesi sono dovute alla percentuale di carico particolarmente scarsa degli impianti (solo dal 15 al 20% alla 3^a campagna).

I rendimenti sull'azoto globale (Azoto Kjeldhal + NH₄), misurati nel periodo estivo, sono particolarmente stabili indipendentemente dal carico in ingresso (rendimento = 70%). Non si sono osservate degradazioni del trattamento nel corso dei 10 anni di monitoraggio.

In inverno, i rendimenti sull'azoto globale diminuiscono continuamente nel corso degli anni (dal 60 al 10%). Le concentrazioni in uscita dipendono dal carico ammesso dagli impianti. Tuttavia, nel gennaio 1990, il lagunaggio riceve ancora solo il 25% della sua portata nominale. In questa stagione, i rendimenti di eliminazione dell'azoto globale sono in media del 50 % per gli impianti generalmente sottoposti a dei carichi più consistenti. Si può quindi supporre che il trattamento del carico di azoto degradi progressivamente durante i mesi invernali.

I rendimenti di eliminazione del fosforo totale diminuiscono regolarmente a partire dalla prima campagna di misurazione. Sono passati dal 75 % nel 1981 al 30 % nel gennaio 1990, indipendentemente dalla stagione. Tuttavia, nel corso dell'ultima campagna di misurazioni, avvenuta nel luglio 1991, i rendimenti si sono rivelati eccezionalmente alti (81% nel luglio 1991 contro il 32% del gennaio 1990). L'ipotesi più credibile per spiegare questo aumento improvviso delle prestazioni è legata alla recente comparsa di una copertura di lenti d'acqua che, in fase di aumento, catturerebbe una grande quantità del fosforo presente nell'acqua.

Per quanto riguarda gli aspetti batteriologici, gli abbattimenti medi si collocano a livello di 4 unità log e non evidenziano significative tendenze al ribasso con la diminuzione dell'irraggiamento solare.

▲ *Bibliografia relativa al lagunaggio naturale di Vauciennes*

Collectif (1984), Synthèse du fonctionnement du lagunage naturel de Vauciennes (Oise), CEMAGREF, SATESE de l'Oise, Agence de l'Eau Seine Normandie, Paris.

Schetrite S. (1994), Etude synthétique du fonctionnement du lagunage naturel de Vauciennes (Oise) : Octobre 81 à juillet 91, CEMAGREF, SATESE de l'Oise, Agence de l'Eau Seine-Normandie, Paris.

➔ *Lagunaggio aerato: il caso dell'impianto di Adinkerke (Belgio)*

▲ *Cenni generali*

Adinkerke si trova in Belgio, nella regione delle Fiandre. L'impianto di questo agglomerato urbano è una laguna aerata. L'areazione si effettua per insufflazione d'aria. Se i principi biologici in causa restano invariati, la progettazione di questo tipo di impianto è sensibilmente diversa rispetto a quella presentata nelle schede tecniche che fanno uso di aeratori. Da un punto di vista energetico, la differenza principale rispetto ad altri impianti di lagunaggio aerato è la scarsa capacità installata. Per questa ragione non presentiamo dettagliatamente il dimensionamento di questo impianto la cui tecnica non rappresenta la maggior parte degli impianti attualmente in funzione.

▲ *Descrizione del progetto*

L'impianto è costituito da una serie di tre bacini: i primi due sono aerati, il 3° è il bacino di finissaggio (laguna di decantazione). Lo schema di seguito riportato presenta i diversi bacini e le loro attrezzature.

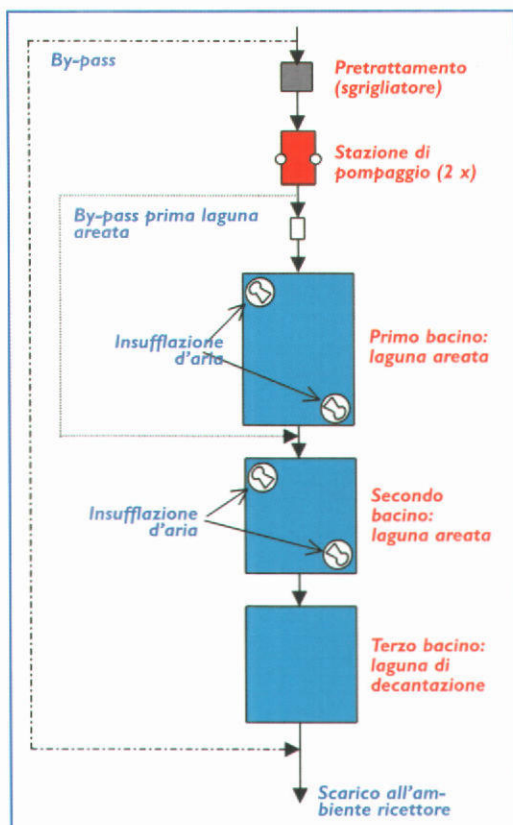


Figura n° 22: il lagunaggio aerato di Adinkerke

Caratteristiche delle attrezzature

Tabella 23: caratteristiche delle attrezzature

	Numero	Tipo	Dimensioni
Pompe per acque reflue	2	Pompe sommerse	Portata: 2 x 40 m ³ /h Portata: P1+ P2 60 m ³ /h
Bacini di lagunaggio	2	Lagunaggio aerato	Volume totale: 4000 m ³ Tempo permanenza: 100 ore Superficie totale: 1.812 m ²
Dispositivo di areazione	4	Insufflazione (aeroconvettore)	/
Stagno di chiarificazione	1	Rettangolare	Superficie: 490 m ² Volume: 490 m ³ Profondità: 1 m

Progettazione

Il dimensionamento delle opere è caratterizzato dai seguenti parametri:

- carico di DBO₅ = 37 kg DBO₅ / giorno;
- portata idraulica = 300 m³/ giorno;
- portata massima = 1.400 m³/ giorno;

▲ *Resa*

La resa, calcolata su valori medi rilevati da 18 misurazioni effettuate nel 1999, è la seguente:

Tabella 24: Resa degli impianti

	DBO ₅	DCO	Solidi sospesi	Azoto totale	Fosforo totale
Acque reflue che entrano nell'impianto: valore medio nel 1999 in mg / l	245,7	744,9	409,5	76,5	11,1
Scarico dell'impianto nell'ambiente: valore medio nel 1999 in mg / l	12,6	76,7	22,3	50,2	1,5
Rendimento dell'impianto (en %)	94,9	89,7	94,6	34,4	86,5

Dai risultati, possiamo constatare che questo impianto di trattamento che utilizza l'insufflazione d'aria consente di soddisfare ampiamente le prescrizioni della direttiva "acque reflue urbane".

▲ *Bibliografia relativa all lagunaggio aerato di Adinkerke*

Dati trasmessi dalla società AQUAFIN (Organismo della regione fiamminga che progetta, finanzia, realizza e gestisce l'infrastruttura sovracomunale per il trattamento delle acque reflue urbane).

GLOSSARIO

<i>Abitante equivalente (AE)</i>	carico organico biodegradabile avente una richiesta biochimica di ossigeno a cinque giorni (DBO_5) pari a 60 grammi di ossigeno al giorno.
<i>Acque reflue domestiche</i>	acque reflue provenienti dagli stabilimenti e dai servizi residenziali e derivanti prevalentemente dal metabolismo umano e dalle attività domestiche.
<i>Acque reflue industriali</i>	tutte le acque provenienti da locali utilizzati a fini commerciali o industriali che non siano acque reflue domestiche e acque di dilavamento.
<i>Acque reflue urbane</i>	acque reflue domestiche o il miscuglio di acque reflue domestiche con acque reflue industriali e/o acque di dilavamento.
<i>Agglomerato urbano</i>	zona in cui la popolazione e/o le attività economiche sono sufficientemente concentrate così da rendere possibile la raccolta e il convogliamento delle acque reflue urbane verso un impianto di depurazione od un punto di scarico finale.
<i>Azoto Globale (NTK)</i>	Somma dell'azoto organico e dell'azoto ammoniacale.
<i>Carico idraulico</i>	peso h di una colonna d'acqua di altezza H al di sopra di un livello di riferimento, espressa in metri di altezza d'acqua.
<i>Coefficiente di Uniformità (CU)</i>	$CU = d_{60} / d_{10}$ Con: d_{10} = diametro sulla curva "cumulativa" da cui risulta che il 10% della sabbia è più fine; d_{60} = diametro sulla curva "cumulativa" da cui risulta che il 60% della sabbia è più fine. Il CU è quindi un indice di uniformità o, al contrario, di irregolarità nella distribuzione delle dimensioni delle particelle. Se il $CU < 2$, la granulometria è detta uniforme; se il $2 < CU < 5$ la sabbia è eterogenea ma la granulometria è detta fitta perché appartiene ancora alla famiglia delle sabbie.
<i>DBO_5</i>	La domanda biochimica di ossigeno costituisce un indice di misurazione dell'inquinamento da materiali organici. Si esprime in milligrammi di ossigeno al giorno e per abitante. Corrisponde alla quantità di ossigeno necessaria per ossidare gli scarichi di effluenti inquinati effettuati in media per ogni abitante in un corso d'acqua o per un determinato agglomerato urbano. Questa misurazione è effettuata sulla base di test normalizzati dopo cinque giorni di ossidazione dei materiali organici, da cui il termine di DBO_5 .
<i>DCO</i>	La Domanda Chimica di Ossigeno o DCO rappresenta la quantità di ossigeno espressa in milligrammi consumata dalle materie chimicamente ossidabili contenute in un effluente. Secondo la metodologia standard, si tratta dell'ossidazione delle materie ossidabili contenute nell'effluente, dovuta ad un eccesso di dicromato di potassio ($K_2Cr_2O_7$) in ambiente acido e ad ebollizione. La DCO rappresenta un utilissimo parametro indicatore della presenza di agenti inquinanti nei residui e mostra un quadro preciso della maggior parte dei composti organici e dei sali minerali ossidabili (solfuri, cloruri, O). Le acque reflue industriali possono raggiungere valori di domanda chimica di Ossigeno pari a diversi grammi per litro..
<i>Denitrificazione</i>	conversione dei nitrati in nitriti, poi in N_2O o in azoto. La denitrificazione delle acque reflue urbane avviene sostanzialmente a livello del trattamento finale, dove si effettua in parte o totalmente tramite una depurazione microbiologica.
<i>Eutrofizzazione</i>	arricchimento dell'acqua di nutrienti, in particolare composti dell'azoto e/o del fosforo che provoca una proliferazione delle alghe e di forme superiori di vita vegetale, producendo un'indesiderata alterazione dell'equilibrio degli organismi presenti nell'acqua ed una degradazione della qualità dell'acqua in questione.
<i>Fanghi</i>	fanghi residui, trattati o non trattati, provenienti da impianti di depurazione delle acque reflue urbane;
<i>M.O.</i>	$(\text{materie ossidabili}) = (DCO + 2 \times DBO_5)/3$.
<i>NTK</i>	$(\text{Azoto Totale Kjeldhal}) = N_{\text{organico}} + NH_4^+$
<i>N Globale</i>	$= NTK + NO_2^- + NO_3^-$
<i>P Totale</i>	$= \text{Ortofosfati } PO_4^{3-}$

Permeabilità

capacità del terreno o di un substrato roccioso di lasciare l'acqua infiltrarsi negli strati più profondi

Sistema di raccolta

impianto di canalizzazione che raccoglie e convoglia le acque reflue urbane

Solidi sospesi

insieme delle particelle minerali e (o) organiche presenti in un'acqua naturale od inquinata.

Trattamento appropriato

trattamento delle acque reflue urbane mediante qualunque processo e/o impianto di smaltimento che dopo lo scarico garantisca la conformità dei corpi idrici recettori ai relativi obiettivi di qualità e sia conforme alle relative disposizioni della presente direttiva e di altre direttive comunitarie.

Trattamento primario

trattamento delle acque reflue urbane mediante un processo fisico e/o chimico che comporti la sedimentazione dei solidi sospesi oppure mediante altri processi nei quali la DBO₅ delle acque reflue in arrivo sia ridotta del 20% prima dello scarico e tutto il materiale solido in sospensione delle acque reflue in arrivo sia ridotto almeno del 50%.

Trattamento secondario

trattamento delle acque reflue urbane mediante un processo che in genere comporta un trattamento biologico con decantazione secondaria oppure mediante un altro processo in cui vengano rispettate le condizioni di cui alla tabella 1, allegato I della direttiva 21 maggio 1991 (cfr. tabella di seguito riportata).

Tabella 25: Prescrizioni relative agli scarichi provenienti dagli impianti di depurazione delle acque reflue urbane e assoggettate alle disposizioni degli articoli 4 e 5 della direttiva "acque reflue urbane". Si può applicare il valore della concentrazione o la percentuale di riduzione.

Parametri	Concentrazione	Percentuale minima di riduzione (1)	Metodo di misurazione di riferimento
Domanda biochimica di ossigeno (DBO ₅ a 20 °C) senza nitrificazione (2)	25 mg/l O ₂	70-90 40 a norma dell'articolo 4 paragrafo 2	Campione omogeneizzato non filtrato, non decantato. Determinazione dell'ossigeno disciolto prima e dopo un'incubazione di 5 giorni a 20°C ± 1°C, nell'oscurità completa. Aggiunta di un inibitore di nitrificazione.
Domanda chimica di ossigeno (DCO)	125 mg/l O ₂	75	Campione omogeneizzato non filtrato, non decantato. Bicromato di potassio
Materiale solido totale sospeso	35 mg/l (3) 35 a norma dell'articolo 4 paragrafo 2 (più di 10 000 AE) 60 a norma dell'articolo 4 paragrafo 2 (da 2 000 a 10 000 AE)	90 (3) 90 a norma dell'articolo 4 paragrafo 2 (oltre 10 000 AE) 70 a norma dell'articolo 4 paragrafo 2 (da 2 000 a 10 000 AE)	- Filtrazione di un campione rappresentativo su una membrana da 0,45 µm, asciugatura a 105°C e pesatura. - Centrifugazione di un campione rappresentativo (per almeno 5 minuti, con accelerazione media da 2.800 a 3.200 g), asciugatura a 105°C, pesatura.

(1) Riduzione rispetto ai valori in entrata.

(2) Questo parametro può essere sostituito da un altro: carbonio organico totale (COT) o domanda totale di ossigeno (DTO), se è possibile stabilire una relazione tra la DBO₅ ed il parametro di sostituzione.

(3) Questo dato è facoltativo.

Le analisi relative agli scarichi provenienti dal lagunaggio devono essere effettuate su dei campioni filtrati; tuttavia, la concentrazione di tutti i solidi sospesi nei campioni d'acqua non filtrata non deve superare i 150 mg/l.

Trattamento finale

l'espressione "trattamento finale" può indicare diversi tipi di trattamenti o diverse funzioni aventi come obiettivo il raggiungimento di un livello di trattamento di qualità superiore rispetto a quanto ci si potrebbe normalmente aspettare da un trattamento secondario. Il trattamento finale può mirare ad una depurazione più approfondita per ottenere parametri convenzionali migliori (ad esempio in merito ai solidi sospesi), o per tendere al raggiungimento di certi obiettivi, come l'abbattimento del fosforo, per i quali vi è una scarsa resa durante il trattamento secondario.

BIBLIOGRAFIA

- Agence de l'Eau Seine-Normandie (1999), Guides des procédés épuratoires intensifs proposés aux petites collectivités, Nanterre.
- Agences de bassins (1979), Lagunage naturel et lagunage aéré : procédés d'épuration des petites collectivités, CTGREF d'Aix en Provence.
- Agences de l'eau (1996), Conception des stations d'épuration : les 50 recommandations, Etude Inter Agences n° 45, 1996, 56 p.
- Alexandre O., Grand d'Esnon (1998), Le coût des services d'assainissement ruraux. Evaluation des coûts d'investissement et d'exploitation, in TSM n°7/8 - juillet-août 1998 - 93^e année
- Almasi A., Pescod M. B. (1996), Wastewater treatment mechanisms in anoxic stabilisation ponds, Water Sciences and Technologies, 125-132.
- Armstrong (1979), aeration in higher plants, Adv. in Bot. Res. 4, 332-445.
- Berland J.M., (1994) Une évaluation du système d'assainissement des anciens Länder allemands, ENPC-LATTS, rapport réalisé à la demande de l'Agence de l'Eau Rhin-Meuse, Noisy-le-Grand
- Boon A.G. (1985), Report of a visit by members and staff of WRc to Germany to investigate the root zone method for treatment of wastewaters. WRc Report 376-S/1, Stevenage, UK.
- Boon G. (1986), Report of a visit by a boon to Canada and the USA to investigate the use of wetlands for the treatment of wastewater; Water Research Processes , 55.
- Boutin C., Duchène P., Liénard A. (1997), Filières adaptées aux petites collectivités, Document technique FNDAE n°22.
- Brissaud F. (1993), Epuration des eaux usées urbaines par infiltration percolation : état de l'art et études de cas, Etude Inter Agences n°9, Agences de l'Eau, Ministère de l'Environnement.
- Brix, H. (1987), Treatment of wastewater in the rhizosphere of wetland plants - the roots-zone method, Wat. Sci. Tech. 19, 107-118
- Brix H. (1998), Denmark experiences in Vymazal, J. et al, Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Europe. Backhuys Publisher, Leiden.
- Cluzel F. (1993), diagnostic comparé de système d'assainissement autonomes. Application aux systèmes semi-collectifs, DDASS de Loire-Atlantique, Ecole Nationale de la santé publique, Rennes.
- Cooper A. B., Findlater B.C. (1990), Constructed wetlands in water pollution control. Adv. Water Pollution Control n°11. (Pergamon Press), Oxford. England.
- Cooper P. (1996), Reed beds & Constructed Wetlands for wastewater treatment. S. T.W. WRC, Ed.
- Cooper P., Griffin P. (1999), A review of the design and performance of vertical-flow and hybrid reed bed treatment systems; Wat. Sci. Tech. 40, 1-9.
- Crites R., Tchobanoglous G. 1998. Small and decentralized wastewater management systems. McGraw-Hill Series in Water Ressources and Environmental Engineering, pp.1084.
- Drizo A. (1997), Phosphate and ammonium removal by constructed wetlands with horizontal subsurface flow, using shale as a substrate. ; Wat. Sci. Tech. 35, 95-102.
- Duchemin J. (1994), Effluents domestiques et phosphore : le rendement des filière d'assainissement autonome, in Phosphore des villes... Phosphore des champs - journée d'échanges techniques du 13 décembre 1994, Ministère des Affaires Sociales de la Santé et de la Ville, DDASS d'Ille-et-Vilaine, DDASS de Loire-Atlantique, France, Derval.
- EC Life project (1997), Guidelines for constructing reedbeds for environmental improvement applications. Experience from the Somerset Levels and Moors, UK and the Parc des Marais du Cotentin et du Bessin, France. Life Project 92-1/UK/026.
- EPA (1988), Design Manuel. Constructed Wetlands and Aquatic Plant Systems for Municipal Wastewater Treatment, EPA/625/1-88/022.
- European Investment Bank (1998), Design Manual for Waste Stabilisation Ponds in Mediterranean Countries, Mediterranean Environmental Technical Assistance Programme.

- Jensen, P.D. et al (1994), Cold Climate constructed wetlands, 4th International Conference on Wetlands systems for water pollution control, Guangzhou, China.
- Johansson L. (1999), Industrial by-products and natural substrata as phosphorus sorbents; Env. Tech. 20, 309-316.
- Kadlec, R.H. Knight R.L., Vymazal J., Brix H., Cooper P., Haberl R. (2000) Constructed Wetlands for Pollution Control. Processes, Performance, Design and Operation. IWA Publishing, Scientific and Technical Report N°8.
- Lassus C et al (1998), Objectif Epuraton - Le lagunage naturel : conception et réalisation - Les règles de l'art, Agence de l'Eau Seine-Normandie, CEMAGREF, UTC.
- Marsteiner (1996), The influence of macrophytes on subsurface flow wetland hydraulics, 5th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Vienna.
- Racault Y. et al. (1997), Le lagunage naturel : les leçons tirées de 15 ans de pratique en France, CEMAGREF, SATESE, ENSP, Agences de l'Eau.
- Radoux M., Cadelli D., Nemcova M., Ennabili A., Ezzahri J., Ater M. (2000), Optimisation of natural wastewater treatment technologies in the MHEA(experimental centre in M'Diq, Mediterranean coast of Morocco. 7th International Conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control, Florida, USA.
- Strecker, E.W., Kersnar J.M., Driscoll, E.D., Horner R.R. (1992), The use of wetlands for controlling stormwater pollution, EPA/600 Washington D.C., The Terrene Institute.
- Vymazal, J. et al (1998), Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe, Backhuys Publisher, Leiden.
- Wallace, S. Parkin, G. Cross C. (2000), Cold climate wetlands : Design & Performance. 7th International Conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control, Florida, USA.
- Wetzel, R.G. (1993), Constructed Wetlands : Scientific Foundations are Critical, G.A., Constructed Wetlands for Water Quality Improvement, Lewis Publishers.
- Zhu, T. Jenssen, P.D. et al (1996), Phosphorus sorption and chemical characteristics of lightweight aggregates (LWA) - potential filter media in treatment wetlands, 5th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Vienna.

Commissione europea

Processi estensivi di depurazione delle acque reflue, specifici per piccoli e medi insediamenti

Ufficio delle pubblicazioni ufficiali delle comunita europee

2001 — 40 pp. — 21 x 29.7 cm

© Ufficio Internazionale delle Acque, 2001.

ISBN 92-894-1690-4

RIEPILOGO

La Direzione Generale dell'Ambiente della Commissione desidera sostenere la diffusione dei processi estensivi di depurazione tramite iniziative di consulenza e scambio di informazioni tecniche. Questa guida, nonché lo sviluppo di contributi quali i fondi strutturali ed i fondi di coesione, ne sono un chiaro esempio.

La presente guida, elaborata nell'ambito di una collaborazione con la Francia (Direzione delle acque del Ministero dell'Ecologia e dello Sviluppo Sostenibile ed Ente per le acque), menziona solamente le tecniche intensive e si focalizza, prima di tutto, sulle tecniche estensive di trattamento delle acque residue urbane. Queste ultime sono, per definizione, applicate a superfici più estese rispetto ai processi intensivi tradizionali sviluppati per i grandi agglomerati urbani. Tuttavia, i costi di investimento nel caso dei processi estensivi sono generalmente inferiori e la loro applicazione meno dispendiosa, più flessibile e a più basso consumo energetico: questo tipo di tecniche necessita di una manodopera meno numerosa e meno specializzata rispetto a quella impiegata per le tecniche intensive.

In Europa le tecniche estensive sono applicabili nei casi di un insediamento che non superi qualche migliaio di abitanti equivalenti. Per una giusta interpretazione del contenuto di questa guida, si ricorda che le tecniche che vi verranno descritte potranno essere impiegate soltanto eccezionalmente per agglomerati con più di 5.000 AE.

Dopo un riepilogo degli obiettivi da soddisfare nell'ambito dei piccoli e medi insediamenti e dopo una rapida presentazione dei vari tipi di impianti cosiddetti intensivi, vengono descritte più dettagliatamente le seguenti tecniche:

- infiltrazione percolamento;
- filtri con piante a deflusso verticale;
- filtri con piante a deflusso orizzontale;
- lagunaggio naturale;
- lagunaggio aerato;
- associazione di diversi impianti estensivi.

Per fornire un supporto nella scelta di un impianto di trattamento, si effettua un confronto tra le diverse tecniche sulla base dei seguenti criteri:

- qualità degli scarichi;
- vantaggi e svantaggi;
- spazio disponibile;
- permeabilità del terreno;
- adattabilità degli impianti alle condizioni climatiche;
- costi.



Commissione Europea

<http://europa.eu.int>



Direction de l'Eau

<http://www.environnement.gouv.fr>



Agence de l'Eau

<http://www.eaufrance.tm.fr>



Ufficio Internazionale dell'acqua

<http://www.oieau.org>



<http://www.cemagref.fr>



Ufficio delle Pubblicazioni Ufficiali delle Comunità Europee, 2001.

L-2985 Lussemburgo

ISBN 92-894-1690-4



9 789289 416900 >



Comisión Europea

AGUA

PROCESOS EXTENSIVOS DE DEPURACIÓN DE LAS AGUAS RESIDUALES

**ADAPTADAS
A LAS PEQUEÑAS
Y MEDIAS
COLECTIVIDADES
(500-5.000 H.E)**

Aplicación de la directiva
del Consejo n° 91/271
del 21 de mayo de 1991
sobre el tratamiento de
las aguas urbanas residuales



prefacio

El desarrollo duradero es actualmente uno de los ejes principales de la política medioambiental de Europa. Ello implica para el hombre un control de sus vertidos domésticos y urbanos, mediante técnicas tan naturales y poco consumidoras de energía como sea posible. La Directiva "aguas urbanas residuales" del 21 de Mayo de 1991, y recientemente la Directiva Marco sobre el agua, han recordado la necesidad de un tratamiento apropiado de estos vertidos con el objetivo de mantener un buen estado ecológico de nuestras aguas.

Francia ha adoptado desde los años 70 una política ambiciosa de saneamiento urbano y rural sostenida financieramente por las Agencias del agua. Actualmente cuenta con 15 500 estaciones de depuración de las cuales más de 6 000 tienen un tamaño inferior a 2 000 equivalentes habitantes. Dichas estaciones equipadas con procesos extensivos de tratamiento, proporcionan buenas condiciones técnicas y financieras poco problemáticas y una buena integración ecológica. Gracias a la diversidad de sus zonas, dispone de multitud de experiencias en casi todas las situaciones existentes en Europa en cuanto a clima, geografía, y también en términos de características del suelo.

Por su parte, la Dirección General del Medio ambiente de la Comisión Europea deseaba sacar provecho de de estas herramientas de asesoramiento y de intercambio destinadas a las pequeñas colectividades, y de otras experiencias similares desarrolladas a través de la Unión, de las cuales algunas han sido fomentadas en el marco de proyectos Life-Environnement.

En este contexto, durante la presidencia francesa se ha desarrollado la valorización de estas experiencias a través de una colaboración entre la DG Medioambiental de la Comisión Europea, y del lado francés, la Dirección del agua del Ministerio de la Ecología y Desarrollo Sostenible y las Agencias del Agua. La presente guía es el fruto de ese trabajo conjunto iniciado desde entonces.

Expresamos el deseo de que esta aporte una ayuda útil a alcaldes y responsables municipales de servicios técnicos de las pequeñas y medianas aglomeraciones europeas con el fin de que estas últimas elijan las mejores bases técnicas y financieras posibles, en vista a una integración ecológica y a un desarrollo sostenible. De esta forma, esta guía pretende ser una ilustración, entre otras, del espíritu del 6º Programa Marco de Acción Europea para el medio ambiente 2001-2010 : "Nuestro Futuro, Nuestra Elección".



P. PERERA
Director de
Calidad del Medio Ambiente
y de los Recursos Naturales
Comisión Europea



B. BAUDOT
Director del Agua
Ministerio de la Ecología
y Desarrollo Sostenible
FRANCIA

Numerosas informaciones sobre la Unión Europea están disponibles en Internet vía el servidor Europa (<http://europa.eu.int>).

Una ficha bibliográfica figura al final de la obra.

Luxemburgo : Oficina de las publicaciones oficiales de las comunidades europeas, 2001

ISBN 92-894-1690-4

© Oficina Internacional del Agua, 2001

Cualquier forma de reproducción, total o parcial está prohibida sin la autorización del editor.
Cualquier traducción, total o parcial está prohibido sin la autorización del editor.

Editado in Francia - IMPRESO SOBRE PAPEL BLANQUEADO SIN CLORO

	<i>Page</i>
» ¿ POR QUÉ ESTA GUÍA ?	2
» EL MARCO REGLAMENTARIO Y EL IMPULSO DE LA UNIÓN EUROPEA PARA LA CONSTRUCCIÓN DE INFRAESTRUCTURAS DE RECOGIDA Y DE TRATAMIENTO DE LAS AGUAS RESIDUALES URBANAS	3
→ <i>Calendario</i>	3
→ <i>Objetivos a alcanzar para cumplir los requisitos de la directiva</i>	3
» LAS TÉCNICAS UTILIZABLES PARA ALCANZAR LOS REQUISITOS DE LA DIRECTIVA	4
→ <i>Las técnicas intensivas clásicas</i>	4
▲ Lechos bacterianos	
▲ Discos biológicos	
▲ Lodos activados	
▲ Ventajas e inconvenientes de las diferentes técnicas intensivas	
→ <i>Las técnicas extensivas</i>	8
» PROCESOS EXTENSIVOS : FICHAS TÉCNICAS	9
→ <i>Cultivos fijos sobre soporte fino</i>	9
▲ Funcionamiento : mecanismos utilizados	
▲ Infiltración por percolación sobre arena	
▲ Filtros plantados de flujo vertical	
▲ Filtros plantados de cañas de flujo horizontal	
→ <i>Cultivos libres</i>	16
▲ Funcionamiento : mecanismos utilizados	
▲ Lagunaje natural	
▲ Lagunaje de macrofitas	
▲ Lagunaje aireado	
» CONCLUSIONES : ELEMENTOS PARA ELEGIR UNA TÉCNICA	23
→ <i>Resumen de las diferentes técnicas extensivas</i>	23
→ <i>Calidad de los vertidos</i>	23
→ <i>Ventajas e inconvenientes : recapitulación</i>	24
→ <i>Importancia del factor climático</i>	25
→ <i>Diagrama de decisión</i>	25
→ <i>Costes</i>	26
→ <i>Ventaja de los procesos extensivos : la integración en el paisaje</i>	26
» ANEXOS : ESTUDIOS DE CASOS	27
→ <i>Infiltración percolación : un caso particular, la instalación de Mazagón (España)</i>	27
→ <i>Infiltración percolación : una instalación clásica : el caso de Souillac Paille- Basse (Francia – Departamento del Lot)</i>	29
→ <i>Filtros plantados de flujo vertical : el caso de NEA Madytos – Modi (Grecia)</i>	30
→ <i>Sistema híbrido : (filtros plantados de flujo vertical y filtros plantados de flujo horizontal) el caso de Oaklands Park, Newnham-on-Severn, Gloucestershire (Reino Unido)</i>	32
→ <i>Lagunaje natural : el caso de la instalación de Vauciennes (Francia – Oise)</i>	34
→ <i>Lagunaje aireado : el caso de la instalación de Adinkerke (Bélgica)</i>	36
» GLOSARIO	38
» REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	40

Jean-Marc BERLAND (OIEau), Catherine BOUTIN (CEMAGREF), Pascal MOLLE (CEMAGREF) y Paul COOPER (Consultor independiente) han redactado esta guía.

Jean-Antoine FABY (OIEau), Pascal MAGOAROU (Comisión Europea) y Jean DUCHEMIN (Comisión Europea) han realizado el seguimiento científico y técnico de este trabajo y aportado contribuciones puntuales.

Marta MOREN ABAT (Comisión Europea – DG Medio Ambiente) ha validado la versión española de esta guía.

¿ POR QUÉ ESTA GUÍA ?

Uno de los papeles de la Comisión es el de ayudar a los responsables técnicos de las aglomeraciones de un tamaño incluido entre 500 EH y 5.000 EH (eq = equivalentes habitante ver glosario) a implantar la directiva del Consejo 91/271 del 21 de mayo de 1991 sobre el tratamiento de las aguas urbanas residuales (ver glosario) antes de finales del 2005. **En efecto, las aglomeraciones de menos de 2000 EH que disponen de una red de recogida también deben instalar un tratamiento apropiado [Artículo 7 de la directiva "Aguas Residuales Urbanas", (ver glosario)].** Una acción de sensibilización y de información es necesaria ya que los municipios y autoridades locales concernidas, responsables de la realización de los equipamientos, están menos estructuradas, organizadas y equipadas que las grandes aglomeraciones.

La Dirección General del Medio ambiente de la Comisión ayuda a la puesta a punto y a la producción de dispositivos extensivos adaptados para estas aglomeraciones, mediante el instrumento financiero LIFE-Medio ambiente. Esta herramienta tiene por objetivo facilitar la aplicación de la directiva gracias al desarrollo de acciones de demostración y de tecnologías innovadoras adaptadas a problemas medioambientales por resolver. Por otra parte, la Dirección General Medio ambiente sostiene la difusión de estas técnicas, mediante el desarrollo de consejos y de intercambios técnicos. Este documento y el desarrollo de ayudas tales como los fondos estructurales y fondos de cohesión son algunas muestras de este fomento.

Esta guía sólo describirá las técnicas intensivas y se focalizará, ante todo, sobre las técnicas extensivas de tratamiento. Estas últimas ocupan, por definición, más superficie que los procesos intensivos clásicos desarrollados para las grandes aglomeraciones. Sin embargo, los costes de inversión de los procesos extensivos son generalmente inferiores y las condiciones de explotaciones de estos procesos extensivos son menos difíciles, más flexibles y más económicas en cuanto a energía. Por último, estas técnicas necesitan menos personal y menos especialización que en el caso de las técnicas intensivas.

Son aplicables a las diferentes aglomeraciones que no superan algunos miles equivalentes habitantes. Hay que recordar al leer este documento que las técnicas que vamos a abordar pueden aplicarse excepcionalmente a capacidades superiores a 5.000 EH.

Después de repasar los objetivos que deben alcanzar las pequeñas y medias aglomeraciones (ver glosario) y una presentación rápida de las diferentes técnicas llamadas intensivas, describiremos más detalladamente las diferentes técnicas extensivas.

EL MARCO REGLAMENTARIO Y EL IMPULSO DE LA UNIÓN EUROPEA PARA LA CONSTRUCCIÓN DE INFRAESTRUCTURAS DE RECOGIDA Y TRATAMIENTO DE LAS AGUAS URBANAS RESIDUALES

Calendario

La directiva del Consejo del 21 de mayo de 1991 sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas (ver glosario) constituye una de las piezas básicas de la política medioambiental de la Unión Europea.

Una de las principales disposiciones de este texto es la obligación, para las aglomeraciones (ver glosario), de instalar un sistema (ver glosario) de recogida de las aguas residuales obligatoriamente asociado a un sistema de tratamiento de las aguas residuales.

El cumplimiento de estas obligaciones es progresivo. Se trata de equipar :

- antes del 31 de diciembre de 1998, las aglomeraciones de más de 10.000 EH que vierten sus efluentes en una zona sensible ;
- antes del 31 de diciembre del 2000, las aglomeraciones de más de 15.000 EH que vierten sus efluentes en zonas no sensibles ;
- antes del 31 de diciembre del 2005, las aglomeraciones de 2.000 EH a 10.000 EH o de 2.000 EH a 15.000 EH no concernidas por las etapas de 1998 y de 2000.

En cuanto a la etapa del 2005, la directiva obliga a las aglomeraciones de 2.000 EH a 10.000 EH que vierten en una zona sensible, y hasta 15.000 EH para las que vierten sus efluentes en zona no sensible, a instalar un sistema de recogida y de tratamiento secundario (ver glosario) (para los vertidos en agua dulce o en los estuarios) o un sistema de recogida y de tratamiento apropiado (para los vertidos en aguas costeras).

Sin embargo, la directiva permite, cuando la instalación de un sistema de recogida no se justifique, porque no presenta interés para el medio ambiente, o bien porque su coste es excesivo, instalar sistemas de saneamiento individuales u otros sistemas apropiados que aseguren un nivel idéntico de protección del medio ambiente.

Por otra parte, la obligación de instalar un tratamiento no se limita a las aglomeraciones de más de 2.000 EH. La directiva precisa que los vertidos de las aglomeraciones más pequeñas deben someterse a un tratamiento apropiado en caso de que exista una red de recogida. Por último, recordemos que este texto impone a las aglomeraciones de menos de 2.000 EH que disponen de un sistema de recogida, implantar un tratamiento apropiado de sus efluentes antes del 31 de diciembre del 2005.

Los objetivos que se deben alcanzar para responder a los requisitos de la directiva

Los requisitos especificados en la directiva "Aguas Residuales Urbanas" para las aglomeraciones incluidas entre 2.000 y 10.000 EH están resumidos en los dos cuadros siguientes.

Cuadro nº 1 : Requisitos relativos a los vertidos procedentes de las estaciones de depuración de aguas residuales urbanas y sometidas a las disposiciones de la directiva del 21 de mayo de 1991⁽¹⁾.

Parámetros	Concentración	Porcentaje mínimo de reducción ⁽²⁾
Demanda bioquímica de oxígeno [DBO5 a 20°C (ver glosario)] sin nitrificación (3)	25 mg/l O ₂	70-90 %
Demanda química de oxígeno [DQO (ver glosario)]	125 mg/l O ₂	75 %
Total de las materias sólidas en suspensión [MES (ver glosario)]	35 mg/l ⁽³⁾ 35 mg/l en zona de alta montaña para las aglomeraciones de más de 10.000 EH. 60 mg/l en zona de alta montaña para las aglomeraciones cuyo tamaño se sitúa entre 2.000 y 10.000 EH.	90 % ⁽³⁾ 90 % en zona de alta montaña para las aglomeraciones de más de 10.000 EH. 70 % en zona de alta montaña para las aglomeraciones cuyo tamaño se sitúa entre 2.000 y 10.000 EH.

(1) El valor de concentración o el porcentaje de reducción pueden elegirse indiferentemente.

(2) Reducción con respecto a los valores de entrada

(3) Este requisito es opcional

El lagunaje es una excepción. En efecto, los análisis de los vertidos procedentes de este tipo de instalación deben efectuarse sobre muestras filtradas. Sin embargo, la concentración del total de las materias sólidas en suspensión en las muestras de agua no filtrada no debe superar 150 mg/l.

Cuadro nº2 : Prescripciones relativas a los vertidos procedentes de las estaciones de depuración de las aguas residuales urbanas y efectuadas en zonas sensibles sujetas a eutrofización (ver glosario)⁽¹⁾

Parámetros	Concentración	Porcentaje mínimo de reducción ⁽²⁾
Fósforo total	2 mg/l (EH incluido entre 10.000 y 100.000) ⁽⁴⁾	80 %
Nitrógeno total ⁽³⁾	15 mg/l (EH incluido entre 10.000 y 100.000) ⁽⁴⁾	70-80 %

(1) En función de las condiciones locales, se puede aplicar uno o dos parámetros. Además, es posible aplicar el valor de concentración o el porcentaje de reducción.

(2) Reducción con respecto a los valores de entrada.

(3) Total de nitrógeno dosificado según el método de Kjeldahl (ver glosario), de nitrógeno contenido en nitratos y el contenido en nitritos.

(4) Estos valores de la concentración son medias anuales. Sin embargo, para el nitrógeno, se pueden utilizar medias diarias si se demuestra que se obtiene el mismo nivel de protección. En este caso, la media diaria no puede superar 20 mg/l de nitrógeno total para todas las muestras, si la temperatura del efluente en el reactor biológico es superior o igual a 12°C. La condición relativa a la temperatura puede ser sustituida por una limitación del tiempo de funcionamiento, teniendo en cuenta las condiciones climáticas regionales.

TÉCNICAS UTILIZABLES PARA CUMPLIR LOS REQUISITOS DE LA DIRECTIVA

→ Técnicas intensivas clásicas

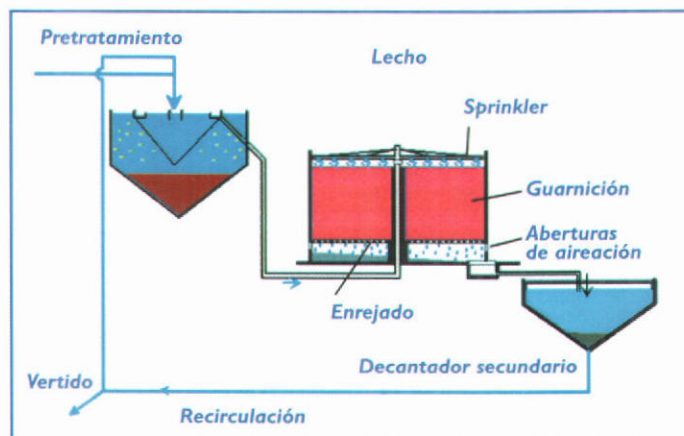
Las técnicas más desarrolladas en las plantas de depuración urbanas son las basadas en procesos biológicos intensivos. El principio de estos procesos es localizar sobre superficies reducidas e intensificar los fenómenos de transformación y destrucción de las materias orgánicas que se pueden observar en la naturaleza.

Se utilizan tres grandes tipos de procesos :

- los lechos bacterianos y discos biológicos ;
- los lodos activados ;
- las técnicas de biofiltración o filtración biológica acelerada.

▲ Lecho bacteriano

El principio de funcionamiento de un lecho bacteriano consiste en hacer correr aguas residuales, previamente decantadas sobre una masa de material poroso o cavernoso que sirve de soporte a los microorganismos (bacterias) depuradores (ver esquema a continuación).



Se realiza una aireación bien por tiro natural o ventilación forzada. Se trata de aportar el oxígeno necesario para la conservación de las bacterias aerobias en buen estado de funcionamiento. Las materias contaminantes contenidas en el agua y el oxígeno del aire difunden, a contra corriente, a través del filme biológico hasta los microorganismos asimiladores. La película biológica incluye bacterias aerobias en la superficie y bacterias anaerobias cerca del fondo. Los subproductos y el gas carbónico producidos por la depuración se evacúan en los fluidos líquidos y gaseosos (Satin M., Belmi S – 1999).

Figura nº 1 : Esquema sinóptico de una estación de depuración que incluye un lecho bacteriano (según página Internet - <http://www.oieau.fr/> título guía de servicios)

Cuadro n°3 : El dimensionado de los lechos bacterianos se efectúa de la manera siguiente (Documento técnico FNDAE n°22) :

Objetivo de vertido	Tipo de garnición	Carga orgánica máxima (kg DBO ₅ /m ³ .d)	Altura de material mínimo (m)	Carga hidráulica mínima (m/h)	Tasa de recirculación mínima
≤ 35 mg DBO ₅ /l	Tradicional	0,7	2,5	1	2
	Plástico	0,7	4	2,2	2
≤ 25 mg DBO ₅ /l	Tradicional	0,4	2,5	0,7	2,5
	Plástico	0,4	5	1,8	2,5

▲ **Discos biológicos**

Otra técnica que necesita cultivos fijos se compone de discos biológicos giratorios (ver esquemas a continuación). Los microorganismos se desarrollan y forman una película biológica depuradora en la superficie de los discos. Como los discos están semisumergidos, su rotación permite la oxigenación de la biomasa fijada.

En este tipo de instalación, es conveniente asegurarse :

- ➔ de la fiabilidad mecánica de la armadura (accionamiento de arranque progresivo, buena fijación del soporte sobre el eje) ;
- ➔ del dimensionado de la superficie de los discos (este debe ser realizado con márgenes de seguridad importantes).

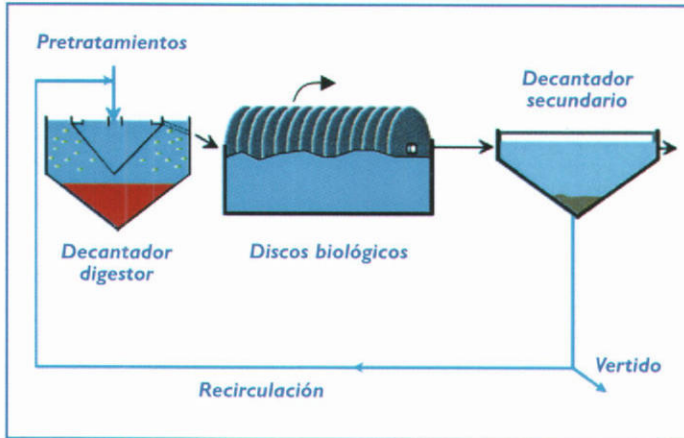


Figura n° 2 : Cuadro sinóptico de una estación de depuración que incluye un disco biológico (según la página Internet - <http://www.oieau.fr/> título guía de servicios)

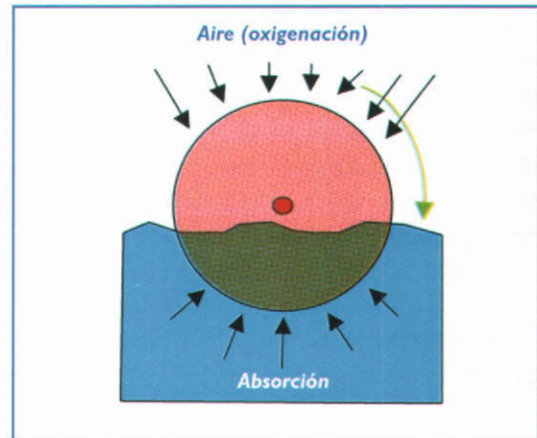


Figura n° 3 : Esquema del principio de funcionamiento de un disco biológico

Cuadro n°4 : El dimensionado de los discos biológicos se efectúa de la forma siguiente (Documento técnico FNDAE n°22) :

Objetivo del vertido	Carga orgánica que se debe aplicar (después decantación primaria)
≤ 35 mg DBO ₅ /l	9 g DBO ₅ /m ² .j
≤ 25 mg DBO ₅ /l	7 g DBO ₅ /m ² .j

Así, una técnica tipo para 1.000 EH y aplicando una carga orgánica de 9 g DBO₅/m².d, la superficie desarrollada útil es de 3900 m².

Otros procesos de cultivos fijos como los biofiltros, son más bien adaptados para las colectividades más grandes que disponen de importantes medios técnicos y humanos y que sufren una especulación urbanística muy elevada, por lo que no se describen en esta guía.

▲ Lodos activados

El principio de los lodos activados reside en una intensificación de los procesos de autodepuración que existen en la naturaleza (ver esquema a continuación).

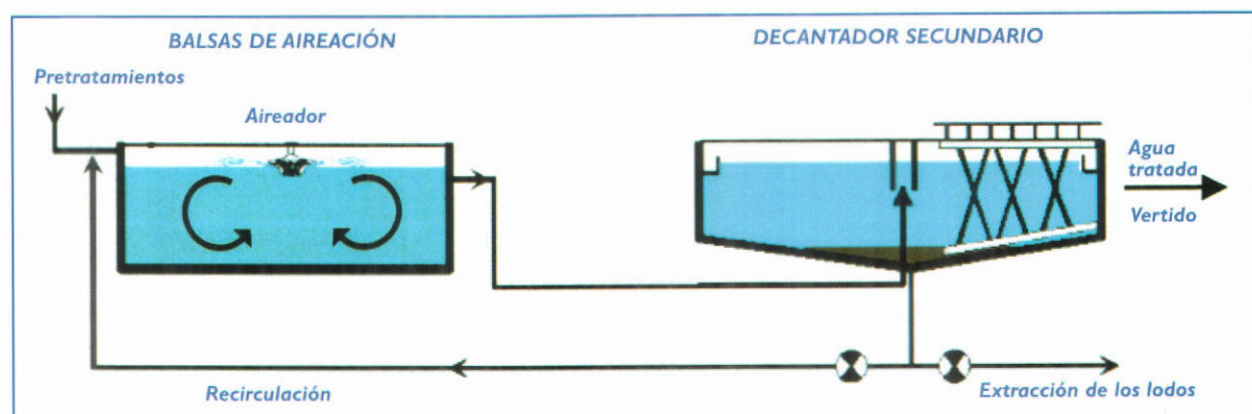


Figura n° 4 : esquema de un lodo activado (según la pagina de Internet - <http://www.oieau.fr/> título guía de servicios)

El proceso de "lodos activados" consiste en mezclar y en agitar aguas residuales brutas con lodos activados líquidos, bacteriológicamente muy activos. La degradación aerobia de la contaminación se efectúa mediante la mezcla de los microorganismos depuradores y del efluente que se debe tratar. Luego, se separan las fases "aguas depuradas" y "lodos depuradores" (Agencias del Agua – 1999).

Una instalación de este tipo incluye las etapas siguientes :

- ➔ Tratamientos preliminares y, eventualmente, primarios ;
- ➔ Balsa de activación (o balsa de aireación) ;
- ➔ Decantador secundario con recuperación de una parte de los lodos ;
- ➔ Evacuación de las aguas tratadas ;
- ➔ Digestores de los lodos en excesos procedentes de los decantadores.

El dimensionado de la balsa de aireación se efectúa de la manera siguiente (Documento técnico FNDAE n°22) :

- ➔ Carga másica : $< 0,1 \text{ kg DBO}_5 / \text{kg MVS.d}$;
- ➔ Carga volúmica : $< 0,35 \text{ kg DBO}_5 / \text{m}^3.\text{d}$;
- ➔ Concentración de lodos : 4 a 5 g MS/l ;
- ➔ Tiempo de estancia : 24 horas aproximadamente ;
- ➔ Necesidades en O_2 : del orden de $1,8 \text{ kg O}_2 / \text{kg DBO}_5$ eliminada ;
- ➔ Potencia de agitación :
 - 30 a 40 W/m^3 para los aireadores de superficie de tipo turbinas ;
 - 3 a 10 W/m^3 para los agitadores ;
 - $10\text{-}20 \text{ W/m}^3$ para los sistemas de aireación de finas burbujas de aire.

Un lodo activado de aireación prolongada permite eliminar 95 % de la DBO_5 .

▲ Ventajas e inconvenientes de las diferentes técnicas intensivas

Cuadro 5 :Ventajas e inconvenientes de las técnicas intensivas
(según la página de Internet el - <http://www.oieau.fr/> título guía de servicios)

	Ventajas	Inconvenientes
Lecho bacteriano y disco biológico	<ul style="list-style-type: none"> ● bajo consumo de energía ; ● funcionamiento sencillo que necesita menos mantenimiento y control que la técnica de los lodos activados ; ● buena decantabilidad de los lodos ; ● menos sensible a las variaciones de carga y a los tóxicos que en la técnica de los lodos activados ; ● generalmente adaptados para las pequeñas colectividades ; ● resistencia al frío (los discos están siempre protegidos por cubiertas o por un pequeño edificio). 	<ul style="list-style-type: none"> ● rendimiento inferior que en la técnica por lodos activados, debido en gran parte a las normas antiguas de diseño. Un dimensionado más realista debe permitir alcanzar una calidad de agua tratada satisfactoria; ● costes de inversión bastante elevados (pueden ser aproximadamente 20% superior a la técnica de un lodo activado) ; ● necesidad de pretratamientos eficaces ; ● sensible al atasco ; ● obras de tamaño importante si se imponen los objetivos de eliminación del nitrógeno.
Lodo activado	<ul style="list-style-type: none"> ● adaptado para cualquier tamaño de colectividad (excepto las muy pequeñas) ; ● buena eliminación del conjunto de los parámetros de contaminación (MES, DQO, DBO5, N mediante nitrificación y desnitrificación) ; ● adaptado para la protección de medios receptores sensibles ; ● lodos (ver glosario) ligeramente estabilizados ; ● facilidad de implantación de una desfosforación simultánea 	<ul style="list-style-type: none"> ● costes de inversión bastante importantes ; ● consumo energético importante ; ● necesidad de personal cualificado y de vigilancia regular ; ● sensibilidad a las sobrecargas hidráulicas ; ● decantabilidad de los lodos que no siempre es fácil de dominar ; ● fuerte producción de lodos que hay que concentrar.

Nota : El bajo rendimiento microbiológico de los sistemas intensivos (reducción de un coeficiente incluido entre 10 y 100, contra 1000 a 10 000 para los filtros y lagunas extensivas), puede ser un problema en caso de uso sanitario de las aguas próximas río abajo (agua potable, irrigación, baño, cría de moluscos...). En estos casos, es a veces necesario preferir una técnica extensiva o usar esta técnica para el tratamiento de acabado (ver árbol de decisión en la página 25).

Las ventajas de estas técnicas son muy apreciadas por los gestores de tratamiento de aguas residuales. La otra ventaja, especialmente en el caso de los lodos activados, es que son objeto de investigaciones punteras realizadas por grandes grupos del agua y se pueden encontrar fácilmente publicaciones detalladas relativas a su dimensionado y a las innovaciones que permiten mejorar los rendimientos sobre uno u otro parámetro. Sin embargo, los lechos bacterianos y los discos biológicos siguen siendo, si se respetan las normas de dimensionado mencionadas anteriormente, técnicas especialmente adaptadas a las pequeñas aglomeraciones ya que presentan un coste de explotación muy inferior [consumo de energía (hasta cinco veces menos con respecto a un lodo activado), menos personal para el control de este tipo de estación rústica...].

→ Se pueden utilizar estas técnicas en combinación con técnicas extensivas. Especialmente, las estaciones constituidas de un disco biológico o de un lecho bacteriano, seguidas por una laguna de acabado, pueden permitir obtener vertidos de excelente calidad (eliminación de los nutrientes, fuerte reducción de los gérmenes patógenos).

En esta guía no se describirán las técnicas intensivas. Sin embargo, insistiremos en la descripción de técnicas menos conocidas como las técnicas extensivas de depuración.

Por otra parte, como esta guía se centra en la depuración de las aglomeraciones y de las industrias conectadas, no se abordarán las técnicas específicas al saneamiento autónomo (fosas sépticas, esparcimiento, lecho filtrante, fosa de acumulación...).

Las técnicas que se deben desarrollar

Las técnicas llamadas extensivas que se describen detalladamente en esta guía son procesos que realizan la depuración mediante cultivos fijos sobre soporte fino o incluso mediante cultivos libres pero que utilizan la energía solar para producir oxígeno mediante fotosíntesis. El funcionamiento de este tipo de instalaciones sin electricidad es posible, excepto para el lagunaje aireado para el cual una aportación de energía es necesaria para alimentar los aireadores o los materiales de insuflación de aire.

Estas técnicas se distinguen también de las técnicas evocadas anteriormente por el hecho que las cargas de superficie aplicadas son muy pequeñas.

Estas técnicas fueron desarrolladas en diferentes países para las colectividades de tamaño, en general, inferior a 500 EH. Casos prácticos son los desarrollados en Francia con lagunas naturales, en la Baviera con un tipo de lagunaje natural de diseño bastante diferente de las realizadas en Francia o incluso en el Reino Unido con los filtros horizontales (zonas húmedas artificiales).

La difusión de estas técnicas para las aglomeraciones de un tamaño superior a 500 EH es factible si se adoptan algunas precauciones que vamos a recordar.

Esta guía tiene por objetivo dar un impulso a la difusión de estas técnicas y contribuir a demostrar que las técnicas extensivas son realmente necesarias para permitir el cumplimiento de los requisitos de la directiva "Aguas Residuales Urbanas".

Después de la descripción de los principales principios de funcionamiento de los cultivos fijos y los libres, detallaremos las técnicas según el esquema siguiente :

→ Cultivos fijos:

- Infiltración percolación ;
- Filtro plantado de flujo vertical ;
- Filtro plantado de flujo horizontal.

→ Cultivos libres :

- Lagunaje natural ;
- Lagunaje de macrofitas ;
- Lagunaje aireado.

→ Sistemas mixtos.

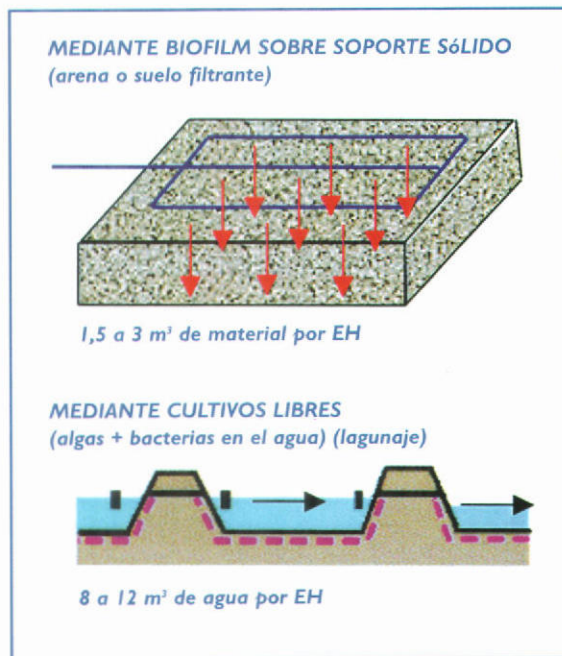


Figura n° 5 : Depuración "natural" extensiva de las aguas residuales

La depuración y el papel de los vegetales en las zonas húmedas artificiales

Los sistemas de depuraciones por zonas húmedas artificiales reproducen los procesos de depuración de los ecosistemas (Wetzel, 1993). La gran heterogeneidad y diversidad de las plantas, suelos y tipos de flujo de las aguas induce una gran variedad de combinaciones posibles :

- sistemas de flujo por debajo de la superficie del suelo (filtros plantados de flujo horizontal o vertical) ;
- sistemas de flujo de agua libre en superficie (ver lagunajes naturales) ;
- más raramente, irrigación de sistemas vegetales (de los sauces por ejemplo), de bosques de muy cortas rotaciones, para afinar el tratamiento por una última filtración.

Para el conjunto de las zonas húmedas artificiales encontramos los siguientes mecanismos de depuración :

Mecanismos físicos :

- filtración a través de medios porosos y de sistemas de raíces (ver mecanismos en cultivos fijos) ;
- sedimentación de MES y de coloide en lagunas o marisma (ver mecanismos cultivos libres),

Mecanismos químicos :

- precipitación de compuestos insolubles o coprecipitación con compuestos insolubles (N, P).
- adsorción sobre el sustrato, según las características del soporte implantado o por las plantas (N, P, metales) ;
- descomposición por fenómenos de radiación U.V. (virus), de oxidación y de reducción (metales).

Mecanismos biológicos :

- Los mecanismos biológicos, debidos al desarrollo bacteriano libre o fijo, permiten la degradación de la materia orgánica, la nitrificación en zona aerobia y la desnitrificación (ver glosario) en zona anaerobia. Para los sistemas de superficie de agua libre, la depuración biológica se realizará por procesos aerobios cerca de la superficie del agua y eventualmente anaerobios cerca de las sedimentaciones en profundidad. El desarrollo de algas fijas o en suspensión en el agua (fitoplancton) aporta gracias a la fotosíntesis, el oxígeno necesario a las bacterias depuratorias aerobias y fija una parte de los nutrientes (efecto "lagunaje").

Cultivos fijos sobre soporte fino

Funcionamiento : mecanismos utilizados.

Los procesos de depuración de cultivos fijos sobre soporte fino consisten en hacer correr el agua a tratar sobre varios macizos independientes.

Los dos mecanismos principales son:

- **Filtración superficial** : las materias en suspensión (MES) quedan retenidas en la superficie del macizo filtrante y, con ellas, una parte de la contaminación orgánica (DQO en particular) ;
- **Oxidación** : el medio granular constituye un reactor biológico, un soporte de gran superficie específica, sobre la cual se fijan y se desarrollan las **bacterias aerobias** responsables de la oxidación de la contaminación disuelta (DQO disuelto, nitrógeno orgánico y amoniacal).

La aireación está asegurada por :

- una convección a partir del desplazamiento de las láminas de agua ;
- una difusión del oxígeno desde la superficie de los filtros y las chimeneas de aireación, hacia el espacio poroso.

La oxidación de la materia orgánica se acompaña por un **desarrollo bacteriano**, que debe ser regulado con el fin de evitar el atasco biológico interno del macizo filtrante, y el desprendimiento episódico de la biomasa que son inevitables cuando las cargas aplicadas son importantes. La autorregulación de la biomasa se obtiene gracias a la implantación de **varios macizos independientes** alimentados en alternancia. Durante las fases de reposo (o de no alimentación), el desarrollo de las bacterias en situación "de ayuno" se reduce al máximo por depredación, desecación, ... Estas fases de reposo no deben ser demasiado largas con el fin de que los procesos depuratorios puedan reanudarse rápidamente, desde la nueva fase de alimentación. Frecuentemente, las técnicas de "cultivos fijos sobre soporte fino" están diseñadas basándose en 3 bandejas alimentadas cada una durante 3 a 4 días consecutivos.

La gestión controlada del desarrollo bacteriano evita la colocación de una obra específica de separación agua + lodo. Las obras en cultivos fijos sobre soportes finos están diseñadas sin clarificador.

El **dispositivo de alimentación** de las unidades de infiltración debe asegurar una distribución uniforme del influente (con el fin de utilizar toda la superficie disponible) y la homogeneidad de las cargas hidráulicas (ver glosario) unitarias. La alimentación puede realizarse mediante inmersión temporal (o por aspersion) a partir de una balsa cuyo vaciado se realiza a gran caudal por diversos medios (sifón, bombas...). Estas aportaciones secuenciales también permiten mantener una concentración importante de oxígeno en el filtro, mediante la difusión de aire entre dos sueltas.

El **macizo filtrante** está constituido generalmente de arena que puede ser arena añadida o arena de dunas in situ. La arena debe cumplir con algunas características precisas con el fin de establecer un compromiso entre el riesgo de atasco (arena demasiado fina) y el paso demasiado rápido (arena demasiado gruesa). Las arenas cuyas características se resumen a continuación presentan, según los conocimientos actuales (Liénard y al, 2000), el mejor compromiso. Debe evitarse incumplir estos límites debido al período de vida de las obras.

Características de las arenas :

- arena silicea ;
- arena limpia;
- D₁₀ incluido entre 0,25 mm y 0,40 mm ;
- CU [coeficiente de uniformidad, (ver glosario)] incluido entre 3 y 6 ;
- contenido en finos inferior a 3 % de finos.

Nota : El medio filtrante puede ser constituido por el suelo in situ cuando su granulometría permite ser clasificada entre arena gravosa y arena limosa

La infiltración-percolación sobre arena

Principio de funcionamiento

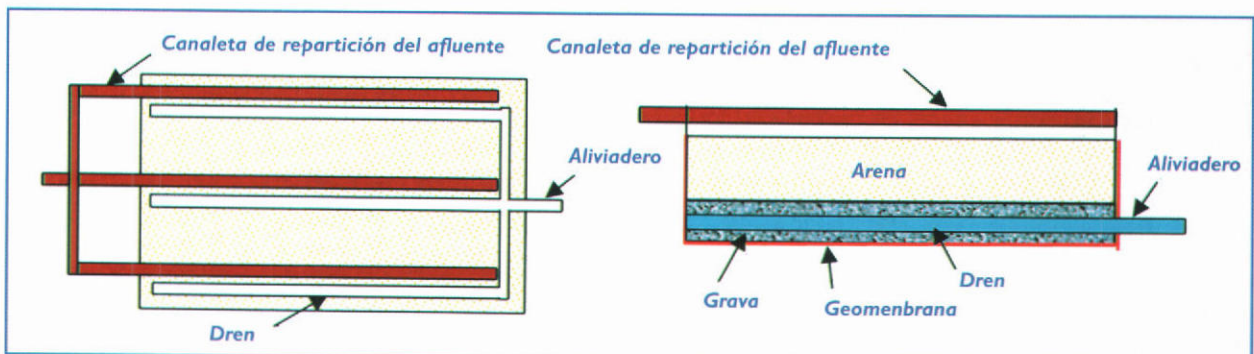


Figura nº 6 : Infiltración percolación estanca y drenada (Agencias del Agua, 1993)

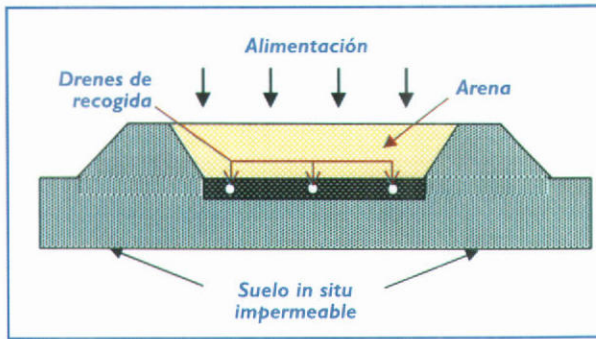


Figura nº 7 : Sistema drenado sobre suelo in situ impermeable (Agencias del Agua, 1993)

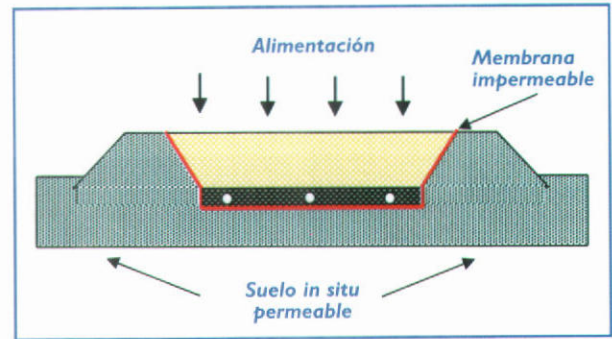


Figura nº 8 : Sistema drenado con un macizo drenante estanco gracias a una membrana impermeable (Agencias del Agua, 1993)

La Infiltración-percolación de aguas residuales es un proceso de depuración por filtración biológica aerobia sobre un medio granular fino. El agua fluye sucesivamente sobre varias unidades de infiltración. Las cargas hidráulicas son equivalentes a varios centenares de litros por metro cuadrado de macizo filtrante y día. El agua que se debe tratar está uniformemente repartida por la superficie del filtro que no está cubierto. El nivel de distribución de las aguas se mantiene al aire libre y es visible.

Otra opción interesante de depuración por el suelo está constituida por los filtros de arena horizontales o verticales enterrados. Estas técnicas utilizadas, particularmente, para las situaciones relacionadas con el saneamiento autónomo, siguen siendo interesantes para el saneamiento autónomo agrupado para unos centenares de equivalentes habitantes. Para un filtro de arena vertical enterrado, un dimensionado de $3,5 \text{ m}^2 / \text{hab}$ es necesario y se recomienda una alimentación a baja presión.

Bases del dimensionado

Una estación, en la cual la infiltración-percolación constituye el medio principal de tratamiento de las aguas residuales, debe incluir : un pretratamiento, una obra de decantación (para las aglomeraciones de unos centenares de equivalentes habitantes, se puede utilizar una gran fosa séptica para todas las aguas), un almacenamiento, un sistema de reparación entre las balsas, un dispositivo de alimentación, los macizos filtrantes y la restitución al cauce o el vertido.

Se deben dimensionar los lechos de infiltración percolación sobre arena de la forma siguiente (Documento técnico FNDAE nº22) : **Superficie = $1,5 \text{ m}^2 / \text{EH}$ (independientemente que se trate de un lecho drenado o no)**



Instalación de MAZAGON (España)
Capacidad de 1700 EH (Foto : F. Brissaud)

Nota : los filtros de arenas verticales enterrados y drenados pueden ser interesantes para las instalaciones más pequeñas (autónomas y autónomas agrupadas) que necesitan una superficie de $3 \text{ m}^2 / \text{hab}$ en vez de $1,5 \text{ m}^2 / \text{hab}$ para la filtración al aire libre.

Determinación del espesor

Cuando la descontaminación no forma parte de los objetivos de la instalación, un espesor de macizo filtrante de 80 cm es suficiente.

En caso de que la infiltración-percolación tenga por función adicional la eliminación de los gérmenes patógenos, el espesor del macizo filtrante depende del nivel de descontaminación esperado. La curva que aparece a continuación presenta la relación entre la reducción de los coliformes fecales en función de la carga hidráulica (h) y del espesor del macizo filtrante cuando se trata de arena (Estudio Inter Agencias nº9, 1993).

Si el macizo es arena implantada naturalmente, la relación obtener y es preferible solicitar a los laboratorios para

entre su espesor y la descontaminación es más difícil de caracterizar correctamente la arena concernida y sus capacidades de descontaminación.

El número de unidades es función :

- ➔ de la superficie total de macizo filtrante ;
- ➔ de la superficie máxima de la unidad de infiltración compatible con un reparto uniforme del afluente sobre esta misma unidad.

Implantación

Las paredes de las excavaciones deben ser, en la medida de lo posible, verticales con el fin de que, en cualquier punto del macizo filtrante, el camino vertical seguido por el agua sea exactamente idéntico al espesor del macizo.

La altura de los ribazos (talud por encima del nivel de infiltración) debe ser aproximadamente de 30 cm. Se deben instalar aliviaderos de seguridad, para hacer frente a las emergencias y evacuar los caudales en exceso hacia un medio receptor, o bien hacia otras balsas menos cargadas.

Se pueden proteger los taludes de los ribazos de las balsas mediante placas de hormigón, tablestacas alquitranadas, de hormigón proyectado o incluso una vegetalización.

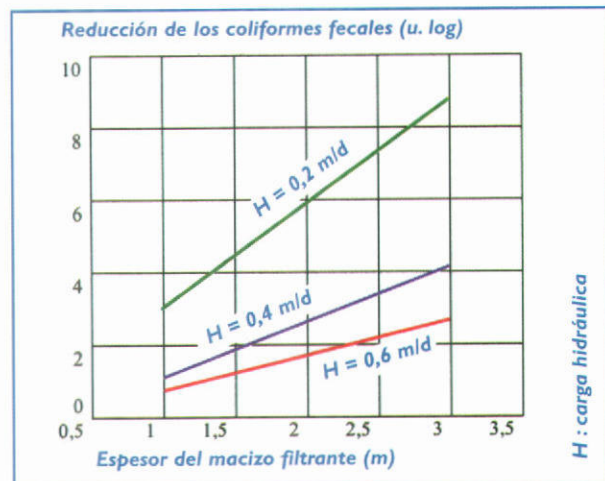


Figura nº 9 : Reducción de los coliformes fecales en función de la carga hidráulica (H en m/d) y del espesor del macizo filtrante

Explotación

Cuadro nº6 : Explotación de una instalación de infiltración percolación

Tareas	Observaciones
Mantenimiento normal (cada 3 - 4 días)	<ul style="list-style-type: none">● maniobra de las válvulas ;● limpieza del desbaste;● observación del grado de atasco de la superficie de las unidades de infiltración, particularmente de la altura de agua sobre el nivel de infiltración ;● tiempo de desaparición de la lámina de agua ;● en las instalaciones no gravitatorias, observación del caudal de las bombas ;● llevar un libro de mantenimiento para registrar todas las tareas efectuadas, las mediciones de caudal (aforo, tiempo de funcionamiento de las bombas), para un conocimiento correcto de los flujos. Además, esto permite elaborar balances de funcionamiento .
Seguimiento regular Visitas mensuales o cada 2 meses	<ul style="list-style-type: none">● exámenes visuales, flujo de las aguas correcto, aspecto de los efluentes ;● recogida de los flotantes (decantador-digestor), nivel de los lodos (laguna anaerobia o decantador digestor) ;● regulaciones de nivel, altura de agua máxima en la balsa, dispositivos de alimentación (sifones, canaletas, etc...) ;● válvulas o dispositivos de repartición ;● socavado y conservación de la nivelación de los niveles de infiltración ;● aliviadero de la estación (sistemas drenados) y calidad de los vertidos ;● funcionamiento de los aspersores y limpieza (cada mes).
Otras operaciones de mantenimiento	<ul style="list-style-type: none">● mantenimiento de los dispositivos electromecánicos (1 o 2 veces / año) ;● segado de los ribazos y de los rellenos alrededor de los macizos ;● las acumulaciones orgánicas que, al término de las fases de secado, están reducidas a virutas muy fácilmente desprendibles de la arena deben ser rastrilladas y evacuadas hacia la descarga, según una periodicidad que se debe ajustar empíricamente ; se debe prever el cambio de los 5 a 10 primeros cm de arena cada 3-4 años;● vaciado de los lodos del decantador digestor (1 o 2 veces / año) o de las lagunas de decantación (de 1 a 2 veces / año) o incluso de las fosas sépticas de todas las aguas (1 vez cada 3 o 4 años) ;● análisis regulares de los contenidos en nitratos del vertido permiten dar una indicación sobre la salud de la estación *.

* Un filtro de flujo vertical que funciona de manera óptima produce nitratos y cualquier reducción de concentración a la salida (después de una semana o un mes) refleja una falta de oxígeno, y, por consiguiente, una degradación del tratamiento. Se puede realizar este seguimiento fácilmente utilizando papeles indicadores.

Rendimientos

Se obtienen con este sistema excelentes resultados: (en concentraciones).

- DBO₅ inferior a 25mg/l ;
- DQO inferior a 90mg/l;
- MES inferior a 30mg/l ;
- Nitrificación casi completa ;
- Desnitrificación limitada para este tipo de instalación. En su versión " saneamiento autónomo " la depuración por el suelo puede permitir una cierta eliminación del nitrógeno. Un estudio realizado por la Dirección Departamental de Asuntos Sanitarios y Sociales de Loire-Atlantique en 1993 ha permitido constatar que se podía eliminar 40% del nitrógeno (incluso más) mediante un filtro de arena vertical. Esta reducción puede llegar hasta 50% si se utiliza un filtro de arena horizontal (Cluzel F.- 1993) ;
- Fósforo : reducción importante durante 3 o 4 años (60-70%), luego baja reducción y posteriormente se hace negativa después de 8-10 años (Duchemin J. - 1994) ;
- Posibilidad de eliminación de los gérmenes testigos de la contaminación fecal siempre que se disponga de una altura de materia suficiente y de un funcionamiento hidráulico sin camino preferente (1000 veces con 1 m de espesor).

Ventajas técnicas

- excelentes resultados para la DBO₅, la DQO, las MES ;
- nitrificación más a fondo;
- superficie necesaria muy inferior que en el caso de un lagunaje natural ;
- capacidad de descontaminación interesante.

Inconvenientes técnicos

- necesidad de una obra de decantación primaria eficaz ;
- riesgo de atasco que se debe resolver (por lo que es importante utilizar una arena "limpia" y con una buena granulometría) ;
- necesidad de disponer de grandes cantidades de arena, lo que puede generar inversiones importantes si no se encuentra próxima;
- adaptación limitada a las sobrecargas hidráulicas.

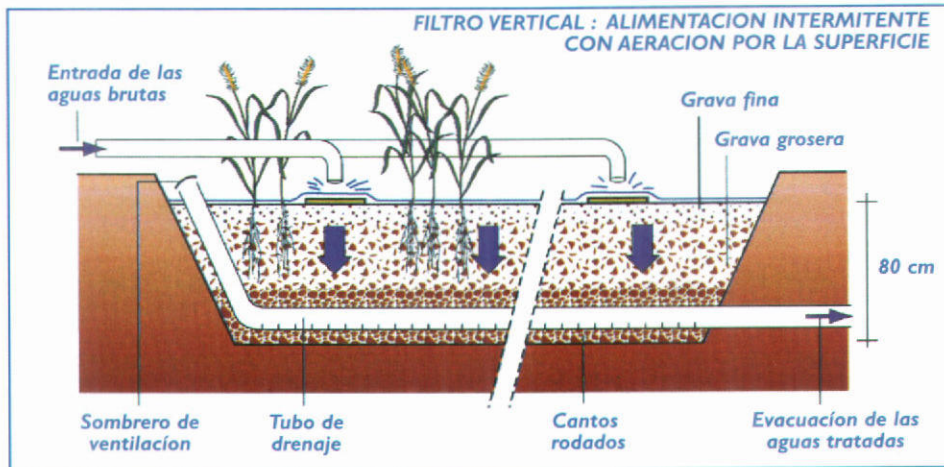
▼ Filtros plantados de flujo vertical

Principio de funcionamiento

Los filtros son excavaciones en el suelo, estancas, rellenas con capas sucesivas de grava o de arena de una granulometría variable según la calidad de las aguas residuales que se deben tratar.

A la inversa de la infiltración percolación anteriormente descrita, el afluente bruto se reparte directamente, **sin decantación previa**, por la superficie del filtro. Fluye en su seno, experimentando un tratamiento físico (filtración), químico (adsorción...) y biológico (biomasa fijada sobre soporte fino). Las aguas depuradas son drenadas y los filtros se alimentan por tongadas de aguas residuales brutas. Para un mismo piso, la superficie de filtración está separada en varias unidades que permiten instaurar periodos de alimentación y periodos de reposo.

El principio depuratorio se basa en el desarrollo de una biomasa aerobia fijada sobre un suelo reconstituido (ver : capítulo sobre cultivos fijos sobre soporte fino). El oxígeno procede de la convección y difusión. La aportación de oxígeno por las raíces pequeñas de las plantas es, en este caso, despreciable con respecto a las necesidades (Armstrong; 1979).



La técnica se compone :

- de un desbaste;
- de un primer piso de filtros verticales ;
- de un segundo piso de filtros verticales.

Figura nº 10 : principio de los filtros plantados de flujo vertical (fuente : CEMAGREF)

Bases del dimensionado

El dimensionado de los filtros verticales ha sido establecido empíricamente, definiendo las cargas orgánicas de superficie diarias límites aceptables (20 a 25 g DBO_5 $m^{-2}.d^{-1}$ de superficie total plantada).

El primer piso está dimensionado para recibir aproximadamente 40 g DBO_5 $m^{-2}.d^{-1}$ que representan 60 % de la superficie total, es decir, aproximadamente $1,2$ m^2/EH . Cuando la red es unitaria o parcialmente unitaria, el dimensionado del primer piso alcanza $1,5$ m^2/EH (Agencia del Agua, 1999). Este piso está compartimentado en un número de filtros múltiplo de 3 , lo que permite obtener periodos de reposo $2/3$ del tiempo.

La superficie del segundo piso es generalmente de 40 % de la superficie total, es decir, aproximadamente $0,8$ m^2/EH . En este piso, el tiempo de reposo necesario es igual al de funcionamiento, que necesita, por consiguiente, la colocación de un número de filtros múltiplo de 2 e igual a $2/3$ del número de filtros utilizados para el primer piso (ver esquema a continuación).

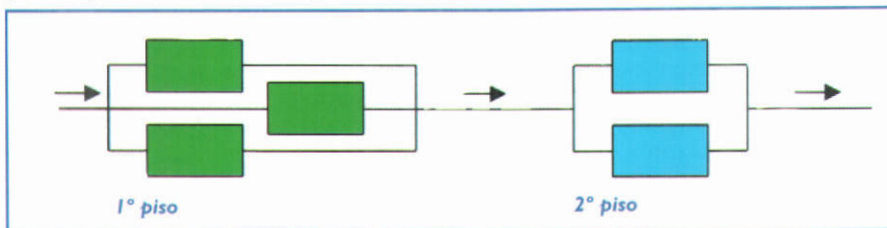


Figura nº 11 : Esquema de diseño de la primera y segunda etapas

Implantación

Alimentación

La velocidad de alimentación con aguas residuales brutas debe ser superior a la velocidad de infiltración con el fin de repartir correctamente el afluente. Los sedimentos que se acumulan en la superficie contribuyen a la disminución de la permeabilidad (ver glosario) intrínseca del material y, por consiguiente, mejoran la repartición del afluente. Los vegetales limitan el atasco de superficie y las varillas perforan los sedimentos acumulados. Las entradas de agua se realizan en varios puntos.

Material

El material de guarnición del primer piso se compone de varias capas de grava. La capa activa es una grava que presenta una granulometría de $2 - 8$ mm, para un espesor del orden de 40 cm. Las capas inferiores tienen una granulometría intermedia ($10-20$ mm) que permiten alcanzar una capa drenante de grava ($20 - 40$ mm).

La segunda etapa afina el tratamiento. Los riesgos de atasco son menores. Se compone de una capa de arena (ver infiltración-percolación) de una altura de al menos 30 cm.

Evacuación

La capa inferior de grava ($20 - 40$ mm) asegura el drenaje del efluente. Los drenes tales como tubos sintéticos, rígidos y equipados de muescas anchas, se utilizan preferentemente ya que son poco sensibles al atasco. Cada dren está conectado a una chimenea de aireación.

Plantación

Se pueden utilizar teóricamente varias especies de plantas (Scirpus spp, Typha...), pero las cañas (de tipo Phragmites australis), debido a su resistencia durante ciertas condiciones (filtro sumergido durante un largo periodo, periodos secos, elevada tasa de materia orgánica), y el rápido crecimiento de las raíces y rizomas, son los más utilizados en los climas templados (Brix, 1987). La densidad de plantación es de 4 plantas/m².

Diseño

Selección de los terrenos

Las condiciones del sitio son las siguientes :

- **Especulación urbanística** : La superficie implicada por este proceso imposibilita su instalación en las aglomeraciones de tamaño medio sometidas a una fuerte especulación urbanística.
- **Relieve** : Un desnivel del orden de 3 a 4 metros entre los puntos río arriba y río abajo permite alimentar los filtros por gravedad (los sifones no necesitan ninguna aportación de energía). Para las colectividades de un tamaño de aproximadamente 3000 / 4000 H.E., la instalación de bombas puede ser necesaria.

Explotación

El mantenimiento de estos sistemas no necesita una calificación particular, pero obliga al jefe de explotación a realizar actuaciones frecuentes y regulares.

Cuadro nº7 : Explotación de los filtros plantados de flujo vertical

Tareas	Frecuencia	Observaciones
Deshierba	1 ^{er} año	<ul style="list-style-type: none">● Eliminación de malas hierbas (Kadlec y al-2000). Una vez las plantas predominantes están establecidas, esta operación deja de ser necesaria.
Segado	1 / año (otoño)	<ul style="list-style-type: none">● Segado y evacuación de las cañas. El hecho de evacuarlas permite evitar su acumulación en la superficie de los filtros. Para ahorrar tiempo, se pueden eventualmente quemar las cañas si la estanqueidad no está realizada por una geomembrana y si los tubos de alimentación son de fundición (Liénard y al, 1994).
Seguimiento y mantenimiento regular	1 / trimestre 1 / semana	<ul style="list-style-type: none">● Limpiar el sifón de alimentación del primer piso con manguera de agua a presión.● Análisis regulares de nitratos en el efluente permiten dar una indicación sobre el buen funcionamiento de la estación*.
Mantenimiento habitual	1 a 2/ semana 1 / semana 2 / semana	<ul style="list-style-type: none">● Limpiar el desbaste.● Verificar regularmente el funcionamiento de los aparatos electromecánicos y detectar las averías lo más rápidamente posible.● Maniobra de las válvulas
Otras operaciones de mantenimiento	Cada visita	<ul style="list-style-type: none">● Llevar un libro de mantenimiento que registre todas las tareas efectuadas, las mediciones de caudal (canal caudalimétrico, tiempo de funcionamiento de las bombas), para un buen conocimiento de los flujos. Además, esto permite elaborar balances de funcionamiento.

Un filtro de flujo vertical que funciona de manera óptima produce nitratos y cualquier reducción de concentración en salida (después de una semana o un mes) refleja una falta de oxígeno, y, por consiguiente, una degradación del tratamiento. Se puede realizar este seguimiento fácilmente utilizando papeles indicadores.

Rendimientos

- DBO₅ ≤ 25 mg/l
- DQO ≤ 90 mg/l
- MES ≤ 30 mg/l
- NJK ≤ 10 mg/l en general con puntas que no superan 20 mg/l
- Fósforo : Reducción normalmente débil (depende de la capacidad de adsorción del sustrato y de la edad de la instalación)
- gérmenes patógenos : eliminación media (1 a 2 unidades log).

Ventajas técnicas

- Sencillo y bajo coste de explotación. Ningún consumo energético si la topografía lo permite ;
- Posibilidad de tratar las aguas residuales domésticas brutas ;
- Gestión de lodos reducida al mínimo;
- Buena adaptación a las variaciones estacionales de la población..

Inconvenientes técnicos

- Explotación regular, segado anual de la parte aérea de las cañas, deshierba manual antes del predominio de las cañas ;
- Utilizar esta técnica para capacidades superiores a 2 000 h.e. es muy delicado debido al necesario control de la parte hidráulica y del coste con respecto a las técnicas clásicas. Un diseño para dimensiones superiores sólo puede ser factible si se realiza una reflexión profunda sobre la adaptación de las bases del dimensionado y las condiciones al respecto, para asegurar el control de la parte hidráulica ;
- Riesgo de presencia de insectos o de roedores.



Instalación en Oaklands Park (Reino-Unido)
Capacidad de 65 h.e. (Foto : P. Cooper)

▼ Filtros plantados de cañas de flujo horizontal

Principio de funcionamiento

En los filtros de flujo horizontal, el macizo filtrante está casi totalmente saturado de agua. El afluente se reparte sobre toda la anchura y la altura del lecho gracias a un sistema repartidor situado a un extremo de la balsa que fluye principalmente en un sentido horizontal a través del sustrato. La alimentación se efectúa casi siempre en continuo ya que la carga orgánica aportada es débil.

La evacuación se realiza mediante un dren colocado en el extremo opuesto del lecho, en el fondo y enterrado en una zanja de piedras drenantes. Este tubo está conectado a un sifón que permite ajustar la altura de vertido, por consiguiente, la del agua en el lecho, de tal modo que esté saturado durante el periodo de alimentación. El nivel de agua debe mantenerse aproximadamente a 5 cm por debajo de la superficie del material. En efecto, el agua no debe circular por encima de la superficie para no cortocircuitar la cadena de tratamiento, como resultado, no hay agua libre.

Bases del dimensionado

Para definir la superficie necesaria, los valores empíricos proporcionados a continuación representan los resultados de depuración esperados (Vymazal y al, 1998) :

- Para concentraciones iniciales del orden de 150 a 300 mg.l⁻¹ de DBO₅, las superficies plantadas son del orden de **5 m²/h.e. en tratamiento secundario**; lo que corresponde a kDBO₅ = 0,1m/d ;
- Para las concentraciones incluidas entre 300 y 600 mg.l⁻¹ de DBO₅, **concentraciones más representativas de un agua sucia urbana habitual**, parece preferible elegir la práctica danesa que consiste en dimensionar el filtro a **10 m²/h.e.** ;
- Para el tratamiento de efluentes de redes pluviales (Cooper - 1996) la superficie es de **0,5 m²/EH**

La **sección del filtro** debe ser definida por un estudio específico. Es función de la permeabilidad inicial del material elegido (1 a 3.10⁻³ m.s⁻¹).

La **profundidad del filtro** será igual a la profundidad máxima de penetración de las raíces. Esta profundidad es de 60 cm para los phragmites (Marsteiner, 1996).

La hipótesis de una mejora notable de la conductividad hidráulica inicial, debida al desarrollo intenso de las raíces de las cañas, tanto en densidad como en profundidad, no ha sido confirmada (Boon - 1986). En efecto, el aumento de la conductividad hidráulica gracias al desarrollo de raíces está compensado en parte por la acumulación de MES y de materia orgánica (Cooper - 1996). Por lo que es importante que el soporte elegido disponga de una permeabilidad de 1 a 3.10⁻³ m.s⁻¹. Por consiguiente, se debe excluir la mayoría de los suelos habituales.

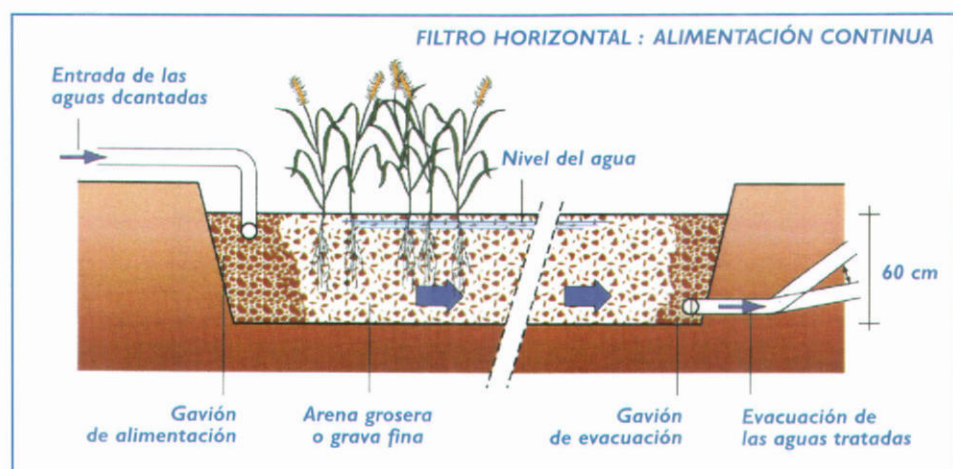


Figura nº 12 : corte transversal de un lecho horizontal (Fuente : Cooper - 1993)

Implantación

Compartimentación

Para dimensiones superiores a 500 m², un fraccionado en varias unidades de tamaño reducido facilitará el mantenimiento y mejorará la repartición hidráulica.

Pendiente

La pendiente del fondo del lecho debe permitir vaciar totalmente el filtro. La pendiente no debe, sin embargo, provocar la desecación de las raíces a nivel de la salida. Una variación de la profundidad del lecho igual a 10 % de la altura de materia en la entrada es suficiente (Kadlec, R.H. y al - 2000).

Materias

Al principio, el proceso ha sido desarrollado utilizando suelo in situ, pretendiendo alcanzar al final, una conductividad hidráulica de 3.10⁻³ m.s⁻¹. Numerosos filtros fueron construidos sobre la hipótesis que la conductividad hidráulica aumentaría con el desarrollo de raíces.

Debido a malas experiencias, se recomienda actualmente usar gravas lavadas, con una granulometría diferente según la calidad de las aguas entrantes (3-6, 5-10, 6-12 mm) (Vymazal - 1998).

Vegetales

La variedad más utilizada es la caña Phragmites Australis debido a su velocidad de crecimiento, desarrollo de raíces y de su resistencia en las condiciones de saturación del suelo. La plantación puede realizarse utilizando semillas, plantas jóvenes o rizomas con una densidad del orden de 4 por m².

Diseño

Selección de los terrenos

Las condiciones del sitio son las siguientes :

- Especulación urbanística importante ;
- Relieve : un desnivel de algunos metros entre el punto de alimentación de la futura estación y río abajo permite alimentar los filtros por gravedad. El desnivel necesario no es muy importante debido a la escorrentía horizontal.
- Características del suelo en el fondo del filtro : si el suelo es arcilloso, la estanqueidad natural puede conseguirse mediante simple compactación (conductividad requerida $1 \cdot 10^{-8} \text{m}\cdot\text{s}^{-1}$). En caso contrario, se necesita colocar una geomembrana.

Explotación

El mantenimiento de estos sistemas no necesita unas competencias particulares. Sin embargo, el jefe de explotación está obligado a efectuar actuaciones frecuentes y regulares. En la gama de población que nos interesa, se debe pensar en el mantenimiento de las obras de decantación primaria (evacuación de los lodos) y del piso de tratamiento biológico en el caso de que el filtro asegure un tratamiento terciario.

Cuadro nº8 : Explotación de los filtros plantados de flujo horizontal

Tarea	Frecuencia	Observaciones
Mantenimiento de las instalaciones de pretratamiento	1 / semana	El objetivo es asegurar su correcto funcionamiento y que no viertan demasiado MES que podrían provocar un atasco.
Ajuste del nivel de salida	1 / semana	El ajuste regular del nivel de agua de salida permite evitar las escorrentías de superficie. Para las estaciones importantes ($> 500 \text{ m}^3\text{j}^{-1}$), la verificación del nivel de salida puede necesitar una visita diaria. La hidráulica de este tipo de proceso es un punto clave. Conviene verificar la buena distribución del efluente en el filtro. La limpieza del dispositivo de alimentación debe ser prevista en la fase de diseño.
Vegetación Deshierba	1 ^{er} año	Durante el primer año (incluso para el segundo año) es útil realizar la eliminación de malas hierbas para no dificultar el desarrollo de las cañas (Kadlec R.H. y al, 2000). Esta operación también puede realizarse sumergiendo ligeramente la superficie del filtro (10 cm) en detrimento de los rendimientos de depuración (Cooper - 1996). Una vez establecido el predominio, esta operación deja de ser necesaria.
Segado	inútil	La ausencia de escorrentía de superficie permite evitar el segado. Los vegetales muertos no estorban el funcionamiento hidráulico de los filtros y, además, permiten aislar térmicamente el filtro.
Otras operaciones de mantenimiento	Cada visita	Mantener un libro de mantenimiento que registre todas las tareas efectuadas, las mediciones de caudal (canal caudalimétrico, tiempo de funcionamiento de las bombas), para un buen conocimiento de los flujos. Además, esto permite elaborar balances de funcionamiento.

Rendimientos

En cuanto al rendimiento, considerando la DBO_5 , para concentraciones de entrada que varían entre 50 y 200 mg/l, y para un dimensionado de 3 a 5 m^2/EH , los sistemas de flujo de tipo horizontal y guarnecido con grava obtienen unos rendimientos incluidos entre 70 y 90 %. Estas concentraciones son, sin embargo, demasiado pequeñas para ser consideradas como representativas de un agua sucia urbana y parece más prudente seguir el ejemplo danés.

En efecto, 80 instalaciones danesas, dimensionadas con aproximadamente 10 m^2/EH , obtienen unos rendimientos del orden del 86 % sobre la DBO_5 y MES, del 37 % para el nitrógeno total, y del 27 % sobre el fósforo total (Cooper - 1996).

De una manera general, en tratamiento secundario, la nitrificación está limitada pero la desnitrificación es muy buena.

Los rendimientos sobre el fósforo dependen del tipo de suelo utilizado, pero quedan relativamente bajos.

Ventajas técnicas

- Bajo consumo energético ;
- No se necesitan competencias particulares para el mantenimiento ;
- Buena reacción a las variaciones de carga.

Inconvenientes técnicos

- La superficie utilizada es importante ;
- Una instalación para aglomeraciones de aproximadamente 4.000 EH sólo puede ser factible si se realiza una reflexión profunda sobre las condiciones de adaptación de las bases del dimensionado y las condiciones a respetar para asegurar el control de la parte hidráulica.

▲ Funcionamiento : principios utilizados

Los procesos de depuración mediante "cultivos libres" se basan en el desarrollo de cultivos bacterianos, de tipo aerobio principalmente. El oxígeno proviene de diversas fuentes según las técnicas.

El cultivo bacteriano es separado del agua tratada por un mecanismo de sedimentación en una obra (clarificador, laguna de decantación...).

▲ Lagunaje natural

Principio de funcionamiento

La depuración está asegurada gracias al largo tiempo de retención, en varias balsas estancas dispuestas en serie. El número de balsas más común es 3. Sin embargo, utilizar una configuración de 4 incluso 6 balsas permite tener una desinfección más a fondo.

El lagunaje natural se basa en la fotosíntesis. La capa de agua superior de las balsas está expuesta a la luz. Esto permite la existencia de algas que producen el oxígeno necesario para el desarrollo y conservación de las bacterias aerobias. Estas bacterias son responsables de la degradación de la materia orgánica. El gas carbónico formado por las bacterias, así como las sales minerales contenidas en las aguas residuales, permiten a las algas multiplicarse. De este modo, hay una proliferación de dos poblaciones interdependientes : las bacterias y las algas, también llamadas "microfitas". Este ciclo se automantiene siempre y cuando el sistema reciba energía solar y materia orgánica.

En el fondo de la balsa, donde la luz no penetra, se encuentran las bacterias anaerobias que degradan los sedimentos procedentes de la decantación de la materia orgánica. Se produce a ese nivel una liberación de gas carbónico y de metano.

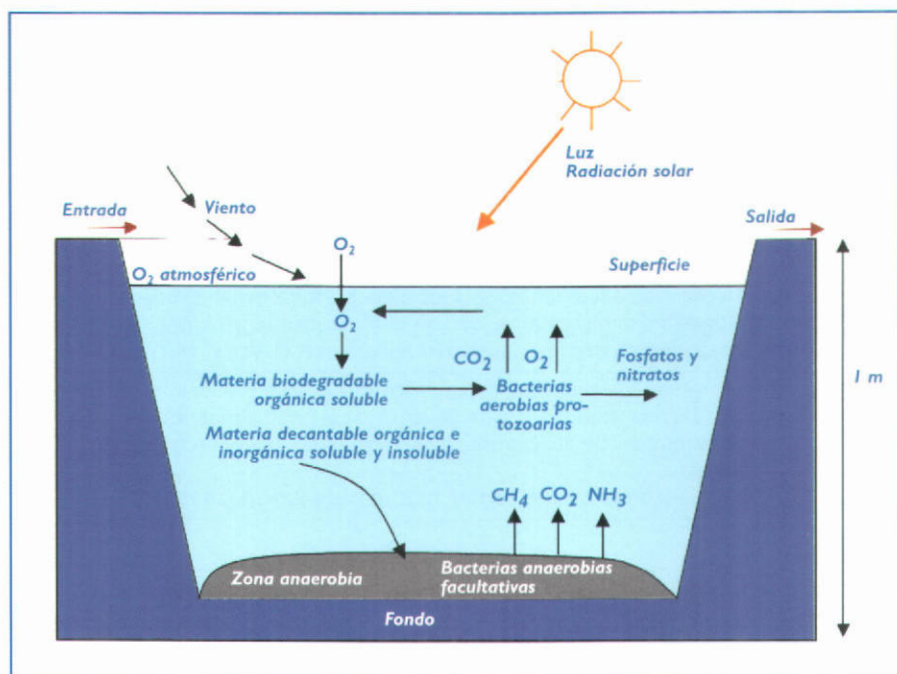


Figura nº 13 : Los mecanismos utilizados en las balsas de lagunaje natural (según "Agences Financières de Bassin", CTGREF - 1979)

Bases del dimensionado

Un lagunaje natural se compone, habitualmente, de varias balsas estancas o "lagunas de microfitas", que funcionan en serie.

Número de lagunas

La instalación de tres lagunas es frecuente y permite asegurar un buen nivel de fiabilidad de funcionamiento para la eliminación de la materia orgánica. Los rendimientos más elevados, en cuanto a la desinfección, se obtienen con una compartimentación superior (hasta seis lagunas en serie).

La función respectiva de las diferentes balsas es la siguiente :

- La primera permite, ante todo, la reducción de la carga contaminante carbonada ;
- La segunda permite la reducción del nitrógeno y del fósforo;
- La tercera afina el tratamiento y fiabiliza el sistema, en caso de disfunción de una balsa río arriba o durante una operación de mantenimiento.

La carga de superficie aplicada diaria es del orden de 4,5 g DBO_5 por m^2 de superficie total, lo que corresponde a una superficie de agua del orden de 10 a 15 m^2 / EH (Vuillot y al - 1987).

La baja carga aplicada conduce a que los afluentes quedan retenidos durante mucho tiempo en las balsas. En ausencia de aportación de aguas pluviales, el tiempo de estancia se sitúa alrededor de 70 días. Para los climas cálidos y secos (país del sur de Europa), estas superficies pueden reducirse a la mitad, ya que la temperatura acelera los procesos biológicos y la evaporación aumenta el tiempo de estancia (ver Radoux M., Cadelli D., Nemcova M., Ennabili A., Ezzahri J., Ater M. - 2000).

Por esta razón, los volúmenes tratados son, en un momento dado, totalmente diferentes de los volúmenes evacuados hacia el medio natural. Con el fin de asegurar el correcto funcionamiento hidráulico de las instalaciones (y para detectar eventuales infiltraciones de aguas subterráneas o de fugas), es siempre conveniente poder comparar los caudales río arriba y río abajo utilizando dispositivos apropiados (caudalímetros o tiempo de funcionamiento de las bombas).

Diseño de la primera laguna

El valor de $6\text{ m}^2 / \text{h.e.}$ se utiliza con éxito, lo que corresponde a una carga de superficie nominal del orden de $8,3 \text{ g DBO}_5/\text{m}^2$ y día.

Para las instalaciones para población variable, y si el tiempo es cálido y soleado, se puede realizar el dimensionado basándose sobre la población máxima.

La forma de la laguna no debe favorecer el crecimiento bacteriano a costa del de las algas. Se debe respetar el equilibrio entre los dos con el fin de que la aportación en oxígeno siga siendo suficiente. Para eso, se preferirá una forma de balsa recogida en vez de una forma demasiado longitudinal. El ratio $L/l < 3$ es el utilizado en Francia (ver esquema a continuación).

La profundidad de la balsa debe permitir :

- evitar el brote de vegetales superiores ;
- la penetración de la luz y la oxigenación de una fracción máxima de volumen ;

La altura de agua debe ser de 1 metro (+ 0,2 m). Sin embargo, con el fin de facilitar la limpieza del cono de acumulación de las sedimentaciones que se desarrollan habitualmente a nivel del punto de alimentación, se puede realizar una zona de sobreprofundidad. Esta zona, de una altura adicional de 1 metro máximo, puede ocupar unas decenas de m^2 . Siempre debe ser accesible desde el ribazo o desde una pasarela construida a tal efecto.

Diseño de la segunda y tercera lagunas

Estas dos balsas deben tener dimensiones idénticas y la superficie total de las dos debe ser igual a $5 \text{ m}^2/\text{h.e.}$

La altura de agua debe ser de 1 metro (+ 0,2 m). Su forma general puede ser bastante variable en función especialmente de las condiciones topográficas y de las normas a respetar con el fin de obtener una buena integración en el paisaje.

Pretratamiento de las aguas brutas

Se debe instalar un desbaste antes del tratamiento en las grandes instalaciones. Para las instalaciones inferiores a 500 h.e., es posible usar un tabique con forma de sifón flotante y móvil. En la entrada de la primera balsa, un tabique con forma de sifón (desengrasador rústico) sumergido a 30 o 40 cm permite retener los flotantes.

Espacio necesario

La selección del terreno está condicionada por la importancia de la superficie del sistema de lagunas. La superficie del lagunaje incluye los planos de agua, así como los accesos que deben estar diseñados para facilitar el mantenimiento. Por ejemplo, se debe disponer aproximadamente de $15 \text{ m}^2/\text{h.e.}$ de superficie global para construir los $4\ 400 \text{ m}^2$ de balsas necesarias para tratar las aguas residuales generadas por 400 h.e. Un terreno de 0,6 hectáreas es, por consiguiente, necesario (ver esquema a continuación).

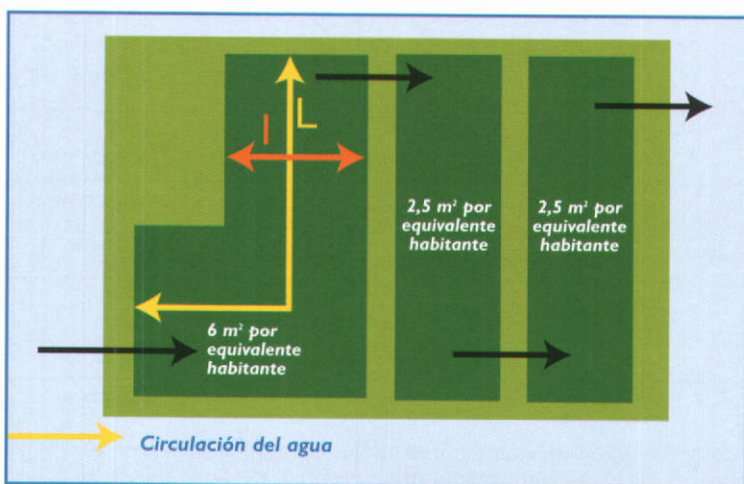


Figura nº 14 : Superficie de un lagunaje natural (agencia del agua Seine-Normandie, CEMAGREF - 1998)

Topografía

Se debe elegir el terreno de modo que pueda existir una escorrentía por gravedad hasta el medio receptor. Buscar un emplazamiento que genere un mínimo de trabajo de nivelación. Por último, no se deben elegir los terrenos exageradamente inclinados debido a los riesgos de desprendimientos, de erosión y de alimentación por la cuenca hidrográfica (una cuenca hidrográfica demasiado inclinada generará un fuerte y súbito aumento del caudal de las aguas pluviales después de un evento pluvioso).

Localización

La instalación debe situarse en un punto bajo, en un lugar donde los vientos predominantes contribuyen a airear la capa de agua superficial.

No deben existir árboles a menos de 10 metros, ya que las raíces pueden generar caminos preferenciales a nivel de los diques. Por otra parte, la caída de hojas en las balsas puede generar una sobrecarga orgánica así como un riesgo de obstrucción de las obras de canalizaciones.

El terreno debe ser de tipo limoso arcilloso. Sobre todo, el subsuelo no debe ser cárstico o agrietado.

Implantación

La nivelación

La inclinación de los diques estancos naturalmente debe respetar una relación H/l de al menos 1/2,5 con el fin de :

- limitar la acción erosiva del rompeolas ;
- facilitar el mantenimiento normal ;
- permitir a los aparatos de limpieza acceder a todas las balsas.

Con el fin de prevenir la erosión por el rompeolas y eventualmente las degradaciones debidas a los roedores, es útil encespar los ribazos antes de llenar con agua o utilizar losas autobloqueantes, geomallas o cualquier otro material de protección de los ribazos.

Se deben construir los diques por compactaciones sucesivas de capas de 15 a 20 cm, con el fin de asegurar un asentamiento homogéneo hasta el "corazón del relleno".

Se debe realizar la compactación de la solera después de la de los diques.

La colocación de una geomembrana es posible pero presenta el inconveniente de aumentar el coste de inversión de la obra. En esta situación, la pendiente de los diques podrá ser más fuerte (hasta 1/1,5), la superficie total de las obras será así más pequeña.

Se deben prever conexiones de sifones entre las balsas con el fin de bloquear los hidrocarburos y las lentillas de agua.

Es preferible instalar un by-pass fijo en cada balsa para facilitar las operaciones de vaciado y de limpieza.

El último piso de la realización consiste en llenar con agua clara muy rápidamente las diferentes balsas con el fin de mantener la permeabilidad obtenida, evitando cualquier riesgo de desecación de la obra, verificar la estanqueidad y favorecer la colocación del ecosistema.

Los malos olores pueden aparecer durante los cambios de estación (relacionados con el fenómeno de anaerobiosis) si el afluente presente en la primera laguna es demasiado concentrado. Se puede solucionar esta situación, haciendo recircular el agua de la primera balsa o diluyendo el efluente mediante un dispositivo de descarga sobre la red.

Con el fin de evitar las lagunas no estancas, es absolutamente necesario realizar previamente un estudio pedológico e hidrogeológico.

Explotación

El cuadro descrito a continuación detalla precisamente las tareas que se deben realizar

Tarea	Frecuencia	Observaciones
Vigilancia general – puntos controlados : <ul style="list-style-type: none">● presencia de roedores ;● obstrucción de las obras de comunicación ;● desarrollo de las lentillas de agua ;● buena escorrentía del agua ;● ausencia de flotantes ;● color del agua ;● ausencia de olores ;● estado de los diques.	1 / semana	Esta verificación debe realizarse mediante una visita del conjunto de los diques, método que tiene la ventaja de disuadir la instalación de los roedores. Por otra parte, los métodos de lucha contra las lentillas de agua son o bien preventivos mediante la presencia de patos o bien curativas mediante la retirada de los vegetales (por madero flotante por ejemplo).
Mantenimiento de las obras de pretratamiento	1 / semana	Se trata de impedir la puesta en carga de la red o el by-pass de los efluentes y de evitar los malos olores;
Siega de los diques y de los ribazos y de la cintura vegetal (o pasto para corderos)	De 2 a 4 / año	El reto es mantener el acceso a las balsas de agua, limitar la instalación de roedores y el desarrollo de larvas de insectos y controlar el estado de los ribazos.
Limpieza parcial del cono de sedimentación (entrada de la primera balsa)	1 o 2 / año	Debe realizarse por bombeo líquido.
Limpieza de las balsas	Cada 5 a 10 años, según la carga realmente recibida para la primera balsa, cada 20 años para las balsas siguientes	Debe realizarse cuando el volumen de lodo alcance el 30% del volumen de la balsa. Dos métodos de limpieza se utilizan habitualmente: <ul style="list-style-type: none">● mediante maquinarias de obra, después de vaciar la balsa. Esto implica la presencia de un by-pass fijo en cada balsa ;● por bombeo, sin vaciado previo, operación llamada "vaciado bajo agua".

Rendimientos

Los rendimientos, calculados sobre los flujos de materia orgánica, alcanzan más del 75 %, lo que corresponde a una concentración en DQO filtrada de 125 mg/l. Además, el caudal, y, en consecuencia, el flujo de escape, se reduce frecuentemente en verano (-50%) debido a la evapotranspiración.

Las concentraciones en nitrógeno total a nivel del vertido son muy bajas en verano, pero pueden alcanzar varias decenas de mg/l (expresados en N) en invierno.

La reducción del fósforo es considerable en los primeros años (> 60%), luego disminuye para alcanzar un rendimiento nulo al cabo de 20 años aproximadamente. Esta reducción se debe a una liberación del fósforo desde el fango del fondo. Las condiciones iniciales serán restauradas gracias a la limpieza de las balsas (cuando el medio es sensible al fósforo, la limpieza debe realizarse cada 10 años y no cada 20 años).

La desinfección es importante, especialmente en verano. Este rendimiento está relacionado con el largo tiempo de estancia del efluente (del orden de 70 días para un tratamiento completo).

Ventajas

- Una aportación de energía no es necesaria si el desnivel es favorable ;
- La explotación es sencilla pero si la limpieza global no se realiza en su fecha, el rendimiento de la laguna se reduce sensiblemente ;
- Elimina una gran parte de los nutrientes : fósforo y nitrógeno (en verano) ;
- Muy buena eliminación de los gérmenes patógenos en verano (4-5 logs), buena en invierno (3 logs) ;
- Se adapta bien a fuertes variaciones de carga hidráulica ;
- No hay obra "en duro", obra civil sencilla ;
- Buena integración en el paisaje ;
- Ausencia de ruido ambiental ;
- Los lodos de limpiezas están bien estabilizados (excepto los presentes al principio de la primera balsa) y fácil de espaciar sobre un suelo agrícola

Inconvenientes técnicos

- Gran superficie ;
- Coste de inversión que dependen mucho de la naturaleza del subsuelo. En un terreno arenoso inestable, es preferible no utilizar este tipo de laguna ;
- Rendimiento inferior que en los procesos intensivos sobre la materia orgánica. Sin embargo, el vertido de materia orgánica se efectúa en forma de algas, lo que es menos nefasto que una materia orgánica disuelta para la oxigenación del medio río abajo. Sin embargo, este vertido es pequeño en verano (evapotranspiración), periodo más favorable para los ríos ;
- Calidad del vertido variable en función de la estación.

▲ *Lagunas de macrofitas*

Las **lagunas de macrofitas** reproducen las zonas húmedas naturales que incluyen una **capa de agua libre**, a la vez que intenta valorizar los intereses de los ecosistemas naturales. Se utilizan poco en Europa, pero están frecuentemente realizadas para los tratamientos terciarios después de un lagunaje natural, de lagunas opcionales o de lagunaje aireado en los Estados- Unidos. Se utiliza generalmente esta técnica con el fin de mejorar el tratamiento (en los parámetros DBO5 o MES) o de afinarlo (nutrientes, metales,...). **Sin embargo, el uso de una laguna de acabado con microfitas permitirá obtener mejores rendimientos y será más cómodo de mantener.**

▲ *Lagunaje aireado*

Principio de funcionamiento

Descripción general

La oxigenación es, en el caso del lagunaje aireado, aportada mecánicamente por un aireador de superficie o una insuflación de aire. Este principio se diferencia por la ausencia de la extracción continua o reciclado de lodos. El consumo de energía de las dos técnicas es, a capacidad equivalente, similar (1,8 a 2 kW/kg de DBO₅ eliminada).

Grandes mecanismos utilizados

En la **etapa de aireación**, las aguas a tratar están en presencia de microorganismos que van a consumir y asimilar los nutrientes constituidos por la contaminación a eliminar. Estos microorganismos son principalmente bacterias y hongos (comparables a los que están presentes en las estaciones de lodos activados).

En la **etapa de decantación**, las materias en suspensión que son los montones de microorganismos y de partículas aprisionadas, decantan para formar los lodos. Estos lodos están bombeados regularmente o retirados de la balsa cuando constituyen un volumen demasiado importante. Este piso de decantación está constituido de una simple laguna de decantación, o incluso, lo cual es preferible, por dos balsas que es posible de derivar por separado para proceder a su limpieza.

En lagunaje aireado, la población bacteriana sin recirculación conduce :

- ➔ a una pequeña densidad de bacterias y a un elevado tiempo de tratamiento, para obtener el nivel de calidad requerido ;
- ➔ a una floculación poco importante de las bacterias, lo que conlleva el implantar una laguna de decantación de dimensiones grandes.

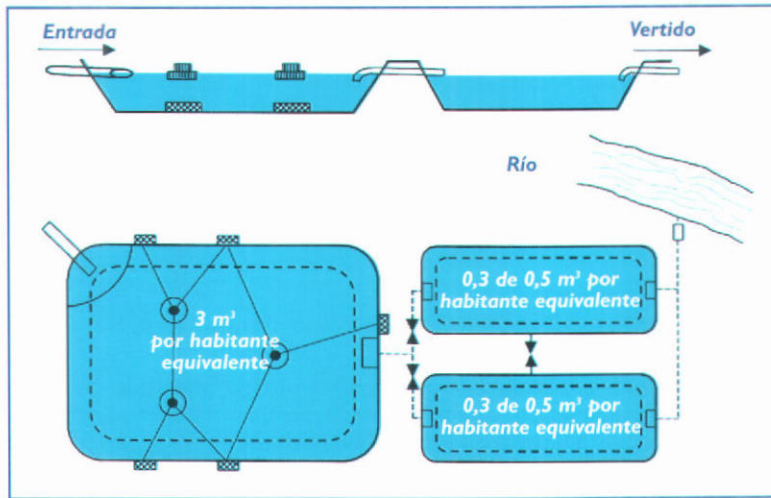


Figura nº 15 : Esquema de principio de un lagunaje aireado (según Agences Financières de bassin, CTGREF – 1979)

Bases del dimensionado

Selección de los terrenos

Se debe prever una superficie incluida entre 1,5 a 3 m² por usuario.

Laguna de aireación

Cuadro nº 10 : Base del dimensionado para las lagunas aireadas

Parámetro	Base del dimensionado
Tiempo de estancia	20 días (tiempo de estancia que se reduce, en realidad, a una quincena de días después de unos años de funcionamiento debido al volumen ocupado por los sedimentos de materias en suspensión => por lo que no se debe intentar reducir este tiempo de estancia durante el diseño).
Volumen	3 m ³ por habitante equivalente .
Profundidad	2 a 3,50 m con aireadores de superficie (las turbinas rápidas de 4 kW corresponde a profundidades del orden de 2,5 m, las de 5,5 kW se utilizan con profundidades de entre 2,5 y 3m) > 4,00 m posible con insuflación de aire
Forma de la balsa	un cuadrado alrededor de cada aireador
Potencia específica de aireación	Las necesidades de oxígeno son del orden de 2 Kg O ₂ / kg DBO ₅ . Para limitar las sedimentaciones a un volumen que no perturben el tratamiento y, por otra parte, prevenir la formación de algas microscópicas, es necesario sobredimensionar los aireadores y utilizar una potencia incluida entre 5 y 6 W / m ³ . En funcionamiento, siempre se puede reducir el tiempo de funcionamiento de estos reactores con respecto a los tiempos de marcha de los aireadores de menos potencia, lo que permite limitar los costes adicionales de funcionamiento.

Laguna de decantación

Cuadro nº 11 : Base del dimensionado para la laguna de decantación

Parámetro	Base del dimensionado
volumen	0,6 a 1 m ³ por habitante equivalente
profundidad	2 a 3 m con aireadores de superficie
Forma de la balsa	rectangular con una relación anchura / longitud igual a 2/1 o 3/1
Profundidad	2 m con el fin de dejar un metro de agua libre antes de retirar los lodos.

El uso de dos lagunas de decantación que poseen un tiempo de estancia de 4 días (0,6 m³/EH x 2) y que funcionan en alternancia facilita la extracción de los lodos, que debe realizarse cada dos años.

Implantación

A diferencia del lagunaje natural, la estanqueidad mediante geomembrana será privilegiada con el fin de limitar los riesgos de degradación de los ribazos por el fuerte oleaje del agua en movimiento. En caso de realización de una estanqueidad natural, es conveniente instalar sobre los ribazos materiales que aseguren una protección contra el oleaje (hormigón proyectado, reja + plantación de juncos). El periodo de vida de la obra está en juego.

Cualquiera que sea el modo de construcción elegido, losas de hormigón completan la protección contra los socavados en la vertical de la turbina.

Explotación

Las diferentes tareas de conservación y de mantenimientos se describen en el cuadro a continuación :

Cuadro nº 12 : Explotación de las lagunas aireadas

Tarea	Frecuencia	Observaciones
Limpieza de las instalaciones de pretratamientos (desbaste + tabique con forma de sifón)	1 / semana	/
Inspección general de las balsas	1 / semana	/
Extracción de los lodos de las lagunas de decantación	1 vez cada dos años en carga nominal	El primer vaciado sólo es necesario después de 3 o 4 años de funcionamiento.
Regulación, programación de la aireación	2 / año	Operación con mayor complejidad que necesita varias semanas después de cada programación y verificación del nuevo equilibrio biológico en la balsa.
Segado, siega	De 2 a 5 / año	/
Verificación y medida de los contadores	1 / semana	/
Registro del cuaderno de instrumentos	1 / semana	/

Rendimientos

El nivel de calidad del efluente es bueno en cuanto a la materia orgánica : más del 80% de reducción. Para los nutrientes, la eliminación queda limitada a la asimilación bacteriana y se mantiene a un nivel del orden del 25-30%.

La técnica se presta fácilmente a la aportación complementaria de adyuvantes físico-químicos con el fin de eliminar los ortofosfatos.

Ventajas técnicas

Este proceso es especialmente tolerante a numerosos factores que generan, en general, serias disfunciones en los procesos de depuración clásicos :

- variación de cargas hidráulicas y/o orgánicas importantes ;
- efluentes muy concentrados ;
- efluentes desequilibrados en nutrientes (causa de abundancia filamentosa en lodos activados) ;
- tratamientos conjuntos de efluentes domésticos e industriales biodegradables ;
- buena integración en el paisaje ;
- lodos estabilizados.

Inconvenientes técnicos

- vertido de una calidad media sobre todos los parámetros ;
- presencia de materiales electromecánicos que necesitan un mantenimiento realizado por un agente especializado ;
- ruidos ambientales relacionados con la presencia de sistema de aireación ;
- fuerte consumo energético.

Sistemas combinados [asociación de técnicas extensivas (cultivos libres o fijos)]

La asociación de varios sistemas naturales, en cultivos libres o fijos, en serie o en paralelo, es a veces implantada para permitir adaptar el tratamiento a un objetivo específico (calidad del vertido, integración de las aguas de lluvia, afluente particular...).

En el tratamiento principal, las experiencias son todavía muy raras y sus rendimientos reales difíciles de evaluar. Algunos estudios (Radoux M. y al - 2000) sobre MHEA, (Mosaicos Jerarquizados de Ecosistemas Artificiales) muestran potencialidades interesantes sin definir bases escritas de dimensionado.

El uso de filtros verticales y horizontales en serie parece ser una solución interesante para permitir un tratamiento más a fondo del nitrógeno y del fósforo según el tipo de soporte utilizado (Cooper - 1999). Un primer piso de filtros verticales permite una buena reducción de las MES, de la DBO5 así como una nitrificación casi completa. Un segundo piso de filtros horizontales afina el tratamiento sobre las MES y la DBO5, y permite una desnitrificación así como una adsorción del fósforo si el soporte elegido incluye buenas características (Fe, Al, Ca).

Configuraciones más complejas son frecuentemente utilizadas para afinar los tratamientos secundarios o terciarios. Después de los tratamientos de tipo laguna aireada o lagunaje natural, las lagunas de macrofitas emergentes permitirían liberarse del riesgo de vertidos temporales de calidad mediocre.

Se utilizan frecuentemente sistemas de lagunas facultativas seguidas por lagunas de macrofitas emergentes para el tratamiento de las aguas de lluvia (Strecker y al - 1992).

Cuando la gama de población alcanza un valor cercano a 4.000 h.e., conviene comparar correctamente los costes de inversión y de gestión con los de los procesos reputados más intensivos. Las condiciones de gestión relacionadas con superficies importantes no son despreciables.

Una multitud de configuraciones es posible según la voluntad de reproducir los diversos sistemas naturales de zona húmeda. Sin embargo, hay que pensar que el crecimiento de la complejidad de una estación de depuración de este tipo se realiza en detrimento de su simplicidad de gestión, que es lo que se está buscando. Además, el estado actual de los conocimientos científicos sobre el funcionamiento de las zonas húmedas nos incita frecuentemente a intentar simplificar la configuración con el fin de controlar mejor la depuración.

CONCLUSIONES : ELEMENTOS PARA ELEGIR UNA TÉCNICA

Resumen de las diferentes técnicas ←

Las técnicas de depuración que responden a la terminología de "técnicas extensivas" están resumidas en el cuadro descrito a continuación, que presenta para algunas técnicas la necesidad de un tratamiento primario (ver glosario) río arriba y para las otras, el uso exclusivo en tratamiento de acabado (o terciario).

Cuadro n°13 : las técnicas de depuración extensivas

Técnica Clásica	Tratamiento primario	Tratamiento secundario	Tratamiento terciario
Infiltración-percolación	Decantador digestor	Infiltración-percolación	
Filtros plantados de flujo vertical	Filtros plantados de flujo vertical (1er piso), filtros plantados de flujo vertical (2º piso)		
Filtros plantados de flujo horizontal	Decantador digestor	Filtros plantados de flujo horizontal	
Lagunaje natural	1ª balsa de lagunaje, 2ª balsa de lagunaje, 3ª balsa de lagunaje		
Lagunaje de macrofitas	Desaconsejado	Aconsejado	Una o varias balsas
Lagunaje aireado	Laguna aireada + laguna de decantación		Laguna de acabado
Sistemas mixtos, por ejemplo...	1ª balsa de lagunaje, 2º balsa de lagunaje	Infiltration -	Infiltración-percolación
	Laguna aireada + laguna de decantación		Infiltración-percolación
	Filtros plantados de flujo vertical + Filtros plantados de flujo horizontal		

La mayoría de ellas aseguran una eliminación no despreciable de uno de los parámetros característicos del tratamiento terciario (nitrógeno, fósforo o gérmenes testigos de la contaminación fecal) según los niveles variables y descritos a continuación en el cuadro 14.

Calidad de los vertidos ←

La eficacia de las técnicas extensivas según los parámetros aparece a continuación :

Cuadro n°14 : Eficacia de las técnicas extensivas según los parámetros

Parámetros	Materia orgánica	N-NK	N Global	P total	Contaminación fecal
Infiltración percolación	Sí	Sí	No	No	Si dimensionado específico
Filtros plantados de flujo vertical	Sí	Sí	No	No	No
Filtros plantados de flujo horizontal	Sí	Mala nitrificación	Buena desnitrificación	No	No
Lagunaje natural	Medio	Sí	Sí	Sí, los primeros años	Sí
Lagunaje de macrofitas	Medio	Sí	Sí	Sí, los primeros años	Sí
Lagunaje aireado	Medio	Medio	No	No	No

→ Ventajas e inconvenientes : recapitulación

Puesto que la elección se realizará en función de las ventajas y de los inconvenientes de las diferentes técnicas, se presenta un cuadro recapitulativo de ellas.

Cuadro nº 15 : Recapitulación de las ventajas e inconvenientes de las técnicas extensivas

Técnica	Ventajas	Inconvenientes
La Infiltración percolación sobre arena	<ul style="list-style-type: none"> ● Excelentes resultados con la DBO₅, la DQO, las MES y nitrificación a fondo ; ● Superficie necesaria menor que para un lagunaje natural ; ● Capacidad de descontaminación interesante. 	<ul style="list-style-type: none"> ● Necesidad de una obra de decantación primaria eficaz ; ● Riesgo de atasco a gestionar ; ● Necesidad de disponer de grandes cantidades de arena ; ● Adaptación limitada a las sobrecargas hidráulicas.
Los filtros plantados de flujo vertical	<ul style="list-style-type: none"> ● Facilidad y pequeño coste de explotación. Ningún consumo energético si la topografía lo permite ; ● Tratamiento de las aguas residuales domésticas brutas ; ● Gestión reducida al mínimo de las sedimentaciones orgánicas retenidas en los filtros del 1er piso ; ● Buena adaptación a las variaciones estacionales de población. 	<ul style="list-style-type: none"> ● Explotación regular, segado anual de la parte aérea de las cañas, deshierba manual antes del predominio de las cañas ; ● El uso de esta técnica para capacidades superiores a 2 000 h.e. sigue siendo muy delicado debido a la dificultad de controlar la parte hidráulica y además es necesario considerar el coste respecto a las técnicas clásicas ; ● Riesgo de presencia de insectos o de roedores ;
Filtros plantados de cañas de flujo horizontal	<ul style="list-style-type: none"> ● Bajo consumo energético ; ● No hay ruido ambiental y buena integración en el paisaje ; ● No necesidad de cualificación especial para el mantenimiento ; ● Buena reacción a las variaciones de carga. 	<ul style="list-style-type: none"> ● Superficie importante, accesos incluidos. Esta es del orden de 10 m²/h.e. (equivalente a la superficie de una laguna natural). ● Una instalación para tamaños de 2000 a 15 000 h.e. puede ser factible si se realiza una reflexión profunda sobre las condiciones de adaptación de las bases del dimensionado y las condiciones a respetar para asegurar el control de la parte hidráulica
Lagunaje natural	<ul style="list-style-type: none"> ● La aportación de energía no es necesaria si el desnivel es favorable ; ● La explotación es ligera, pero si la limpieza global no se realiza a tiempo, el rendimiento de la laguna se reduce sensiblemente ; ● Elimina una gran parte de los nutrientes : fósforo y nitrógeno (en verano). ● Buena eliminación de los gérmenes patógenos en verano ; ● Se adapte bien a fuertes variaciones de carga hidráulica ; ● No hay construcción "en duro", obra civil sencilla ; ● Buena integración en el paisaje ; ● Ausencia de ruido ambiental ; ● Los lodos procedentes de limpieza están bien estabilizados excepto los presentes al principio de la primera balsa. 	<ul style="list-style-type: none"> ● Superficie importante (10 m²/h.e.) ; ● Coste de inversión que depende mucho de la naturaleza del subsuelo. En un terreno arenoso o inestable, es preferible no utilizar este tipo de laguna ; ● Rendimiento inferior que con los procesos intensivos sobre la materia orgánica. Sin embargo, el vertido de materia orgánica se efectúa en forma de algas ; lo que es menos perjudicial que una materia orgánica disuelta para la oxigenación del medio río abajo ; ● Calidad del vertido variable según las estaciones ; ● El control del equilibrio biológico y de los procesos depuratorios queda limitado.
Lagunaje aireado	<ul style="list-style-type: none"> ● Tolerante a variaciones de cargas hidráulicas y/o orgánicas importantes ; ● Tolerante a los efluentes muy concentrados ; ● Tolerante a los efluentes desequilibrados en nutrientes (causa de abundancia filamentosa en lodos activados) ; ● Tratamiento conjunto de efluentes domésticos e industriales biodegradables. ● Buena integración en el paisaje ; ● Lodos estabilizados. 	<ul style="list-style-type: none"> ● Vertido de una calidad media para todos los parámetros ; ● Presencia de materiales electromecánicos que necesita el mantenimiento por un agente especializado ; ● Ruidos ambientales relacionados con la presencia de sistema de aireación ; ● Fuerte consumo energético.

La importancia del factor climático ←

La adecuación de las diferentes características de cada técnica a cada contexto local es el factor que debe guiar a la persona responsable de esta elección. En este marco, la adaptabilidad de las técnicas a las condiciones climáticas debe ser estudiada detalladamente.

Los filtros verticales pueden soportar periodos de heladas sin reducción importante de la calidad del tratamiento. Sin embargo, siendo la alimentación alternada, largos periodos de heladas sin protección térmica por la nieve, pueden comprometer el funcionamiento hidráulico del filtro y, por consiguiente, el tratamiento. Un aislamiento con pajas puede evitar una helada excesiva (Wallace y al – 2000, Brix – 1998). Cabe indicar como ejemplo, el caso de Dinamarca, donde, sin embargo, no se constata ninguna diferencia de rendimiento entre estaciones, en numerosos sitios.

Los filtros horizontales soportan fácilmente largos periodos de heladas. Varios factores permiten aislar térmicamente las aguas de las temperaturas exteriores : la nieve, las cañas segadas mantenidas en la superficie y, para periodos críticos de heladas, la capa de aire bloqueada bajo la capa de hielo formada en la superficie del filtro. Los rendimientos pueden ser, sin embargo, inferiores que durante el periodo estival. Para los climas extremos, conviene tener en cuenta un factor de seguridad en el momento del dimensionado.

Los sistemas de lagunas de macrofitas son sensibles a las condiciones de temperatura del agua. La cinética de degradación se reduce cuando bajan las temperaturas. En cuanto a las lagunas de microfitas, la fotosíntesis puede seguir realizándose por debajo de uno o dos centímetros de hielo.

En el dimensionado de las lagunas de macrofitas, la constante de degradación es función de la temperatura. Sin embargo, la variabilidad de los caudales y de las concentraciones en función de las estaciones hace difícil la interpretación del impacto de la temperatura. El ciclo del nitrógeno es más sensible a los efectos de la temperatura. Los efectos sobre la DBO5 son curiosamente menos evidentes y provocan numerosos debates (Kadlec, R.H. y al – 2000). Por el contrario, las MES no están afectadas por la temperatura.

El tiempo de retención en las balsas varía en función de las condiciones climáticas y, por consiguiente, afecta indirectamente los rendimientos esperados. La fuerte evapotranspiración que se produce durante las estaciones calientes pueden aumentar considerablemente el tiempo de retención y, por consiguiente, el rendimiento. La helada de una capa de agua superior en invierno, por el contrario, reduce el tiempo de retención.

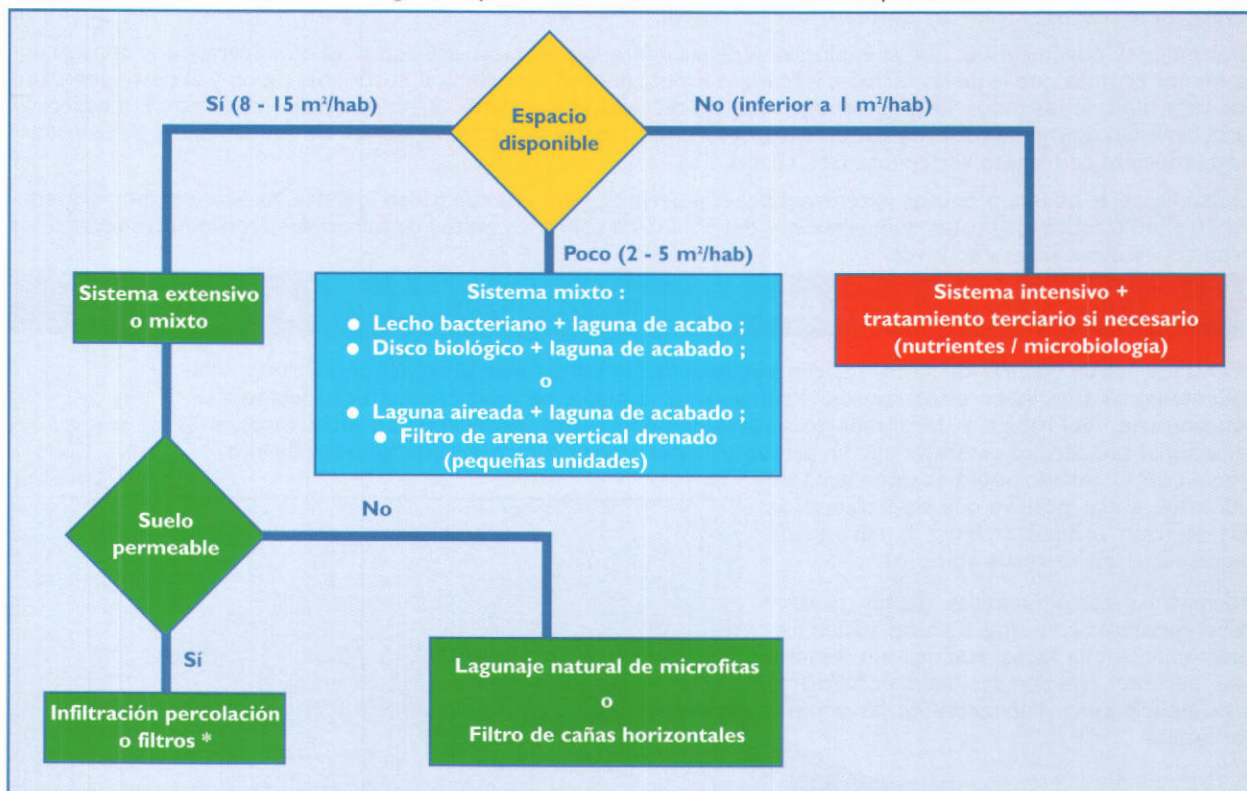
Se debe evitar la implantación de lagunas aireadas en zonas climáticas de frío extremo.

Cualquiera que sea la técnica elegida, en los climas extremos, convendrá tener en cuenta un factor de seguridad a nivel de dimensionamiento. Se debe realizar un trabajo complementario para determinar más precisamente estos factores de forma más precisa.

En realidad, es el espacio disponible y la permeabilidad del suelo, más que el clima, los principales factores determinantes.

Árbol de decisión ←

Proponemos el árbol de decisión siguiente para la elección de una técnica de depuración.



* filtro vertical si se busca la eliminación del NH_4^+ y de los gérmenes (no hay acción sobre NO_3^-) ; filtro vertical + filtro horizontal o filtro horizontal si se desea la desnitrificación. El riesgo de una concentración elevada en NH_4^+ a nivel del vertido es entonces más importante.

Figura nº 16 : Árbol de decisión (Jean Duchemin – Comisión Europea - 2001)

→ Los costes

Los datos del cuadro descrito a continuación proceden de experiencias francesas y son, ante todo, válidos y validados para esta zona geográfica.

Cuadro nº16 : costes (en EURO) para una estación de 1000 habitantes
(fuente : documento técnico FNDAE nº22 – 1998)

	Lodos activados	Lechos bacterianos	Discos biológicos	Lagunas aireadas	Lagunas naturales	Decantador digestor + infiltración percolación	Decantador digestor + lecho plantado de cañas
Inversión	230.000 (± 30 %)	180.000 (± 50 %)	220.000 (± 45 %)	130.000 (± 50 %)	120.000 (± 60 %)	190.000 (± 50 %)	190.000 (± 35 %)
Funcionamiento (cuya energía) => Coste anual en EURO/año	11.500	7.000	7.000	6.500	4.500	6.000	5.500

Otra fuente proporciona costes sensiblemente diferentes para los procesos intensivos ya que el coste de inversión tanto para los lodos activados como para los lechos bacterianos se sitúan en aproximadamente 155.000 EURO (ver Agencia del Agua Seine-Normandie – 1999). Sin embargo, estas últimas cifras proceden de datos transmitidos por los constructores, mientras que los datos del cuadro descrito anteriormente proceden de encuestas sobre el terreno en las cuales los costes de 10 a 15 estaciones de una misma técnica fueron comparados y analizados.

Una tercera fuente (ver Alexandre O. Grand d'Esnon – 1998), proporciona cifras para una estación de depuración de un tamaño incluido entre 2.000 h.e. y 15.000 h.e., de tipo aireación prolongada con tratamiento del nitrógeno y eventualmente del fósforo. La construcción de este tipo de estación es, después de una licitación realizada con éxito, de 120-140 EURO (Tasas no incluidas)/h.e. La operación global que incluye la Dirección de Obra, los diferentes estudios preliminares, los trámites de autorización de vertido, los estudios de valorización de los lodos y residuos son aproximadamente de 150 EURO (Tasas no incluidas)/EH. Si se utiliza la hipótesis de un sobredimensionado normal de 15 a 20 %, una estación de depuración de una capacidad incluida entre 2.000 y 15.000 h.e. cuesta 185 EURO (Tasas no incluidas)/h.e. La obra civil evaluada a 92,5 EURO /h.e. se amortiza en 20 años. La parte electromecánica evaluada a 92,5 EURO /h.e. se amortiza en 12 años.

Las cifras, en los ejemplos citados anteriormente, pueden variar sensiblemente según las fuentes, mientras que el objeto estudiado sigue siendo el mismo (construcción de una estación en Francia). Esto confirma que la realización de una comparación de los costes entre las diferentes técnicas extensivas a nivel europeo es muy delicada. Diferentes estudios permiten afirmar que las estaciones de depuración alemanas cuestan, para una capacidad idéntica, 20 a 25 % más cara que en Francia debido al coste de la construcción, del material utilizado y de los factores de seguridad utilizados (ver Berland J.M., 1994). En cambio, los costes de las estaciones en Grecia o en Portugal serán menos elevados que en Francia, debido a un coste de la construcción inferior. Por otra parte, el contexto local puede inducir diferentes costes adicionales a nivel de la inversión (nivelación en una zona de granito, suelo permeable que obliga a la colocación de geomembrana, ausencia de arena próxima...). Por lo que enumerar normas en este campo se revela como una operación arriesgada.

En cambio, se puede afirmar que la explotación de las diferentes técnicas extensivas es más ligera y, por consiguiente, menos costosa que la de las técnicas intensivas especialmente en cuanto al coste energético y al coste generado por la gestión de los lodos. La gran ventaja de estas técnicas es que, además, no necesitan mano de obra especializada. Sin embargo, no se debe, en ningún caso, despreciar estas tareas so pena de ver los rendimientos de la instalación reducirse de manera vertiginosa (ver cuadro 15).

Globalmente, el uso de procesos extensivos debería permitir, para una capacidad idéntica, realizar un ahorro medio del 20 al 30% sobre los costes de inversión, y del 40 al 50% sobre los gastos de funcionamiento, con respecto a los sistemas de depuración intensivos.

→ Ventaja de los procesos extensivos : la integración en el paisaje

Las estaciones de depuración se construyen frecuentemente construidas en zonas periurbanas, habitualmente en las afueras. En estos lugares, el paisaje urbano puede ser objeto de críticas debido a la concentración del hábitat y de su aspecto a veces con demasiado "hormigón". En estos casos, al seleccionar una técnica extensiva que no presente ruidos ambientales y ofrezca calidades de integración en el paisaje, podrá ser percibida de una manera más positiva que si se tratase de una estación compacta clásica la cual puede representar una molestia adicional.

Además, las zonas húmedas (balsas, cañaverales) recreadas con estas técnicas atraen frecuentemente una fauna acuática interesante, que permite realizar acciones pedagógicas para estudiantes y habitantes de las zonas periféricas.



La laguna de Rochefort Sur Mer

Infiltración-percolación Un caso particular, la instalación de Mazagón (España)

▲ Generalidades

La instalación trata las aguas residuales de Mazagón, pueblo turístico situado en la costa atlántica al sur de España. La población de este pueblo es de 850 habitantes en invierno y aumenta de forma importante en verano para alcanzar 20.000 h.e. La estación de depuración piloto sólo trata una parte de esta contaminación y ha sido diseñada para una capacidad media de 1.700 h.e.

Cabe destacar que sólo se desea aquí una depuración parcial, por lo que existe un subdimensionado con respecto al valor indicado por esta guía ($1,5 \text{ m}^2 / \text{hab}$) el cual ha sido validado para un cierto número de instalaciones existentes.

▲ Descripción del proyecto

La instalación se compone de una unidad de desarenado de 170 m^3 , de una balsa de almacenamiento y de tres pares de balsas de infiltración presentes en las dunas. Cada unidad de infiltración presenta una superficie de 200 m^2 . Se trata

de un sistema no drenado. La capa freática se sitúa entre 5,1 metros y 6,6 metros de profundidad según las balsas.

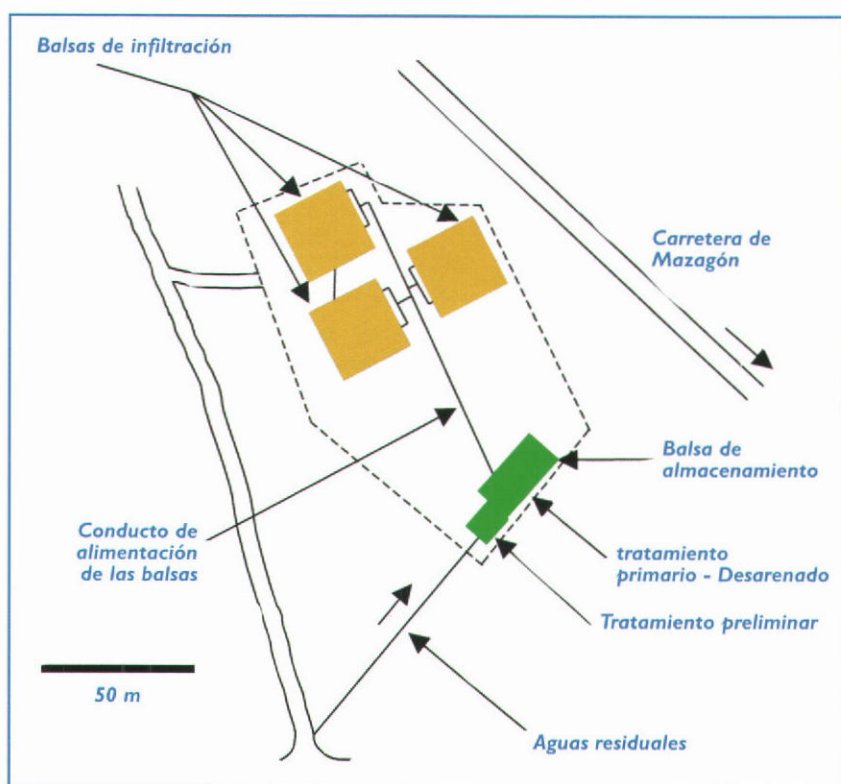


Figura nº 17 :
Esquema de la instalación
(V. Mottier, F. Brissaud, P. Nieto
and Z. Alamy - 2000)

Aproximadamente 100 m^3 de aguas residuales se esparcen en una suelta. Cada secuencia se realiza sobre dos balsas de infiltración. Las sueltas se activan mediante válvulas manuales. Una secuencia de alimentación de aguas residuales de una unidad de infiltración dura entre 40 y 50 minutos, lo que corresponde a un caudal de $130 \text{ m}^3/\text{h}$. Hay una sola suelta por día y por unidad de infiltración.

Los efluentes se reparten en los filtros de arena mediante canales de repartición (conductos perforados).

Las tomas para muestreo fueron realizadas a 30, 60, 100, 150 y 200 centímetros de profundidad mediante trampillas construidas para este seguimiento.



La instalación de Mazagón
(España)

▲ Resultados

Cabe destacar que el afluente no se reparte sobre la superficie de infiltración de manera homogénea. La mitad de la superficie está inundada después de cinco minutos de distribución de los afluentes, 75 % a los 12 minutos y 90 % después de 21 minutos.

Se observa una heterogeneidad similar al final de la alimentación. Este inconveniente se debe a :

- una distribución no uniforme por las canalizaciones ;
- una alimentación larga en comparación con la superficie de infiltración y la permeabilidad de la arena ;
- desigualdades de altura a nivel de la superficie de infiltración, a pesar de frecuentes rastrillajes.

El resultado es una importante heterogeneidad de la carga efectivamente aplicada a nivel de superficie de la parcela de infiltración.

95 % del volumen de la suelta ha superado dos metros de profundidad dos horas después del inicio de la alimentación. La velocidad de percolación está incluida entre 1,1 y 2 m/h.

▲ Rendimientos

Parámetros químicos clásicos

Los rendimientos medidos sobre los diferentes parámetros químicos clásicos son los siguientes :

Tableau 17 : Performances de l'installation

Rendimiento en primavera (1993) – valor medio sobre cuatro sueltas				
	DQ (mgO ₂ /l)	NH ₄ (mgN/l)	NO ₂ (mgN/l)	NO ₃ (mgN/l)
Afluente	279	31,5	0,02	2,3
Agua depurada	36	0,5	0,08	28,2
Rendimiento de depuración	87 %	98 %		
Rendimientos en verano (1993) – valor medio sobre tres sueltas				
Afluente	408	53,8	0,02	3,0
Agua depurada	35	0,3	0,14	32,4
Rendimiento de depuración	91 %	99 %		

La DQ ha sido reducida en un 90 % y más del 98% de N-NH₄ ha sido oxidado. Por consiguiente, los rendimientos con la DQ y NH₃ son excelentes. Sin embargo, estos datos proceden de una sola campaña de recogida que ha durado cinco meses (de marzo hasta agosto de 1993), lo que no permite verificar la conservación de los rendimientos a largo plazo.

La desinfección

Los rendimientos relacionados con la desinfección fueron medidos sobre los coliformes totales, los coliformes fecales y los estreptococos fecales. Las medias fueron realizadas a partir de las mediciones efectuadas sobre siete secuencias.

La tasa de reducción está expresada de la forma siguiente :

$$\Delta m = \log (C_i / C_0)$$

El resultado está expresado en unidades log (U log).

con C_i = número de microorganismos en el efluente
 C_0 = nombre de micro-organismes dans l'eau épurée

Esta tasa de reducción es de 1,2 U log para los coliformes totales, 1,6 U log para los coliformes fecales y 1,3 U log para los estreptococos fecales.

Por consiguiente, la desinfección es mediocre para un proceso de infiltración sobre arena. Esto se debe principalmente a la granulometría de la arena utilizada que es relativamente grosera y a su irregularidad. Los rendimientos sobre este tipo de parámetro son incluso inferiores que los alcanzados por las técnicas compactas "clásicas" (lodos activados, lechos bacterianos...).

▲ Referencias bibliográficas relacionadas con la infiltración percolación de Mazagón (España)

V. Mottier, F. Brissaud, P. Nieto and Z. Alamy - 2000 wastewater treatment by infiltration percolation: a case study, in Water Science and Technology, Vol. 41, P.P. 77-84.

Infiltración percolación : una instalación clásica : el caso de Souillac Paille- Basse (Francia – Departamento del Lot)

▲ Generalidades

El objetivo de la depuración es la protección del acuífero cárstico. La población abastecida en el momento de la medición de los rendimientos (1993) era de 900 h.e. y era principalmente estacional.

La red de saneamiento es una red separativa y el caudal diario es de 100 m³ / d de caudal de punta.

▲ Descripción del proyecto

La instalación se compone de la forma siguiente :

- Pretratamiento : bomba de desmenuzamiento;
- Decantador digestor (capacidad : 1.200 h.e.) ;
- Alimentación : por sueltas del 17 o 34 m³, según la capacidad de la balsa en servicio :
 - alimentación por bombeo a 40 m³/h. Las bombas están pilotadas por flotadores ;
 - la distribución entre las balsas está pilotada manualmente ;
 - la repartición sobre las balsas ha sido sucesivamente la siguiente :
 - configuración inicial : 3 puntos de alimentación por balsa, con equirrepartición por vertido ;
 - configuración definitiva : 2 puntos de alimentación por sub-balsa.
- Balsas :
 - configuración inicial : 2 balsas de 400 m² cada una ;
 - configuración definitiva : compartimiento de las balsas en subunidades de 130 o 200 m².
- Macizo filtrante :
 - Arena añadida (d₁₀ = 0,21 mm ; coeficiente de uniformidad = 2,4), espesor : 0,80 m ;
 - Capa drenante : 20 a 40 cm de grava.
- Vertido : infiltrado in situ hacia la capa freática.
- Funcionamiento :
 - Alimentación por sueltas de 0,13 m o 0,26 m en la configuración inicial y de 0,085 m o 0,17 m en la configuración definitiva ;
 - La duración de los periodos de funcionamiento es extremadamente variable, de 1 día a un mes aproximadamente. En general una sola balsa está en servicio ;
 - Lamina de agua cotidiana sobre la balsa en funcionamiento : h = 50 cm / d.

▲ Rendimientos

Cuadro 18 : Rendimientos de la instalación

	Efluentes decantados	Efluentes de percolación
MES (mg/l)	117	20 à 36
DCO (mg/l)	580	201 à 282
DBO ₅ (mg/l)	263	54 à 120
NTK (mg/l)	112	53 à 75
N-NO ₃ (mg/l N)	< 1	70* à 1
Coliformes fecales / 100 ml	2.10 ⁷	6.10 ⁶ à 2.10 ⁷

* media influida por algunos valores excepcionalmente elevados.

La carga contaminante de los efluentes decantados es tal que su oxidación sólo es posible con la condición de que se apliquen cargas hidráulicas diarias iguales como máximo a 15 cm/d. Como las cargas aplicadas son por lo menos 3 a 5 veces más elevadas, la oxidación es sólo parcial. La solución consistiría en cambiar de sub-balsa en cada nueva suelta ; para eso serán necesarios equipos más sofisticados (válvulas motorizadas maniobradas a distancia).

Las cargas hidráulicas importantes incluso muy importantes para un pequeño espesor de macizo filtrante no permiten alcanzar un nivel de descontaminación elevado.

▲ Referencias bibliográficas relacionadas con la infiltración percolación de Souillac Paille-Basse

Brissaud F. - 1993, Epuration des eaux usées urbaines par infiltration percolation : état de l'art et études de cas, Etude Inter Agences n°9, Agences de l'Eau, Ministère de l'Environnement, Paris.

→ *Filtros plantados de flujo vertical, la experiencia de NEA Madytos – Modi (Grecia)*

▲ *Generalidades*

En 1991 a la iniciativa de la comunidad europea, un programa de evaluación de las estaciones de depuración de tipo filtros plantados de flujo vertical se inicia en Grecia sobre los municipios de NEA MADYTOS – MODI. El dimensionado ha sido realizado sobre la base de las experiencias inglesas (Montgomery Watson, University of Portsmouth, Camphill Water) y francesas (Sociedad de Ingeniería Naturaleza y Técnica, SINT) con el objetivo principal de demostrar :

- la eficacia del tratamiento con el mínimo equipo electromecánico ;
- la buena integración del proceso en su medio ambiente ;
- el desarrollo de un interés y de una responsabilización local del saneamiento ;
- la reducción de los costes de inversión y de mantenimiento ;
- la posibilidad de reutilización local de los lodos y del efluente tratado.

Esta estación es una de las mayores estaciones de tipo filtros plantados de flujo vertical existente en el mundo. Su capacidad es de 3500 habitantes equivalentes. Fue llenada con agua en junio de 1995 y fue objeto de un seguimiento del funcionamiento y de los rendimientos sobre 2 años, lo que no permite verificar la conservación de los rendimientos a largo plazo.

▲ *Descripción del proyecto*

La totalidad del flujo pasa por un desbaste automático que puede ser derivado hacia un desbaste manual.

Tratamiento primario

Dos tratamientos primarios diferentes fueron realizados con el fin de probar los rendimientos :

La técnica A recibe aproximadamente 2/3 del flujo en un decantador-digestor. Los lodos se envían sobre lechos de secado de los lodos (filtros verticales según Liénard y al – 1995).

La técnica B recibe aproximadamente 1/3 del flujo. Se compone de 4 filtros verticales dimensionados de 0,6 m²/h.e. o bien una superficie de 620 m². Funcionan por dos en alternancia semanal.

Tratamiento secundario

Dos pisos de filtros verticales componen este piso.

Las aguas decantadas del flujo A se envían sobre un primer piso de 8 filtros verticales, por un sifón, de una superficie total de 1360 m² dimensionados a 0,6 m²/EH. 6 de los 8 filtros reciben las aguas simultáneamente y 2 están en reposo.

Las aguas del flujo B, procedentes del primer piso, se envían sobre 2 filtros dimensionados a 0,3 m²/EH para una superficie total de 340 m². Funcionan en alternancia semanal.

El segundo piso recibe la totalidad de las aguas procedentes de las etapas anteriores. Se trata de 6 filtros verticales dimensionados a 0,35 m²/EH para una superficie total de 1170 m². 4 están alimentados simultáneamente y 2 están en reposo.

El cuadro siguiente resume las características de los filtros :

Cuadro 19 : Rendimientos de la instalación

	Flujo B Primer piso	Flujo B Segundo piso etapa 1	Flujo A Segundo piso etapa 1	Flujo A+B Segundo piso etapa 2
Dimensionado (m ² /EH)	0,6	0,3	0,6	0,35
Superficie total (m ²)	620	340	1360	1170
Número de filtros	4	2	8	6
Superficie por filtros (m ²)	(2x140) + (2x170)	170	170	195
Altura de sustrato				
Arena (m)	-	0,15	0,15	0,15
Grava fina (m)	0,70	0,60	0,60	0,60
Grava grosera (m)	0,10	0,10	0,10	0,10
Capa drenante (m)	0,15	0,15	0,15	0,15

Tratamiento terciario

Dos lagunas situadas río abajo de los filtros tienen por función reducir el número de organismos patógenos con el fin de poder reutilizar las aguas en irrigación. Las dos lagunas presentan características idénticas : o bien 1,5 m a 2m de profundidad para un volumen de almacenamiento total de 4500 a 7000 m³.

▲ Implantación

Estanqueidad

Como la permeabilidad del suelo no es la adecuada, se ha realizado una estanqueidad. El contexto económico griego hace que el hormigón sea más barato que una geomembrana en este caso.

Materiales

Los diferentes materiales de guarnición (gravas lavadas, arenas, rodillos para el drenaje) fueron obtenidos en las proximidades.

▲ Rendimientos

Los rendimientos obtenidos en estos dos años de estudios muestran una importante degradación de la DBO₅, de la DQO, de las MES así como una nitrificación activa.

Cuadro nº20 :

Rendimientos medios de los dos años de estudio (Final report programme Life)

Parámetros	Entrada	Salida Filtros Verticales	Valores mínimos
DBO ₅ (mg/l)	516	17	5,7
DCO (mg/l)	959	58	24,9
MES (mg/l)	497	5	1,1
NH ₄ (mg/l)	80	4,7	0,75
N-NO ₃ (mg/l)	2,6	44,9	24
P-PO ₄ (mg/l)	66	44	18,8
Coliformes totales (cfu/100ml)	8,8.10 ⁷	6,1.10 ⁵ (4,2.10 ⁴ en las lagunas)	689
Coliformes fecales (cfu/100ml)	2,3.10 ⁷	2,1.10 ⁵ (8,6.10 ³ en las lagunas)	285

Más específicamente, para las diferentes etapas del proceso, podemos aportar los comentarios siguientes :

Tratamiento primario fosa Imhoff (A) y filtros verticales (B)

Los rendimientos obtenidos con las técnicas A y B muestran el interés de la alimentación en aguas residuales brutas de los filtros verticales. Los rendimientos son del 74 hasta 90 % para las MES, del 50 hasta 80 % para la DBO₅ y del 12,5 hasta 37,5 % para el NH₄⁺ de media para los flujos A y B respectivamente. Funcionar sin instalación de decantación permite evitar los costes adicionales generados por la gestión de los lodos y en nuestro caso, la realización de lechos de secado de los lodos. Además, el efluente es correctamente oxigenado a la salida de los filtros, lo que es favorable para la continuación del tratamiento.

Tratamiento secundario, etapa 1

La eficacia del tratamiento sobre la materia orgánica y las MES induce concentraciones de salida del orden de 20 mg/l para la DBO₅ y las MES. La concentración en O₂ disuelto aumenta en las dos técnicas, conservando la desviación inducida por la primera etapa.

Tratamiento secundario, etapa 2

Los dos flujos están mezclados antes de esta etapa. La reducción de las MES y de la DBO₅ a niveles del orden de 5 a 10 mg/l se acompaña por una nitrificación casi completa (NH₄⁺ 0). Se miden concentraciones del orden de 45 mg/l en N-NO₃. Por consiguiente, la desnitrificación es menor ya que sólo se alcanza 40 %.

▲ Conclusión

La calidad del efluente en la salida de los pisos de filtros en cuanto a la DQO, DBO₅ y las MES cumple con las recomendaciones europeas (< 25 mg/l en DBO₅ y 35 mg/l en MES). La alimentación de aguas residuales brutas sobre un primer piso de filtros es preferible tanto por la calidad del tratamiento como por el coste de la inversión. Los filtros permiten una muy buena nitrificación. Variaciones de la calidad de tratamiento (Montgomery Watson – 1997) son inherentes a las variaciones de cargas, de temperaturas y de actividad fotosintética debidas a las estaciones. Sin embargo, los filtros desempeñan correctamente el papel de zona tampón y el vertido es de calidad casi constante durante todo el año. Este tipo de estación responde muy bien a las variaciones de cargas y de temperaturas.

▲ Referencias bibliográficas relacionadas con los filtros plantados de flujo vertical de NEA Madytos – Modi (Grecia)

Montgomery W., (1997), Demonstration project in the treatment of domestic wastewater with constructed wetlands. Stage II - Monitoring of Maintenance. Final report. LIFE95/UK/A13/GR/181/THE.

Liénard A., Duchène Ph., Gorini D. (1995), A study of activated sludge dewatering in experimental reed-planted or unplanted sludge drying beds. Wat. Sci. Tech., 32 (3), pp 251-261.

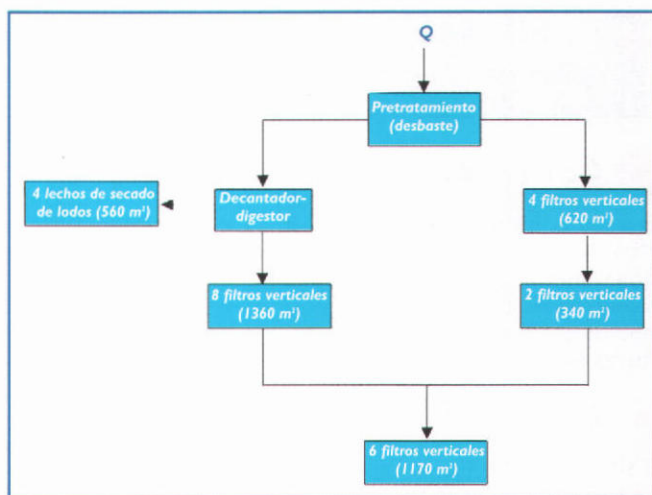


Figura nº 18 : Esquema de la técnica (Montgomery Watson – 1997)

➔ **Sistema híbrido (filtros plantados de flujo vertical y filtros plantados de flujo horizontal): caso de Oaklands Park, Newnham-on-Severn, Gloucestershire (Reino Unido)**

▲ **Generalidades**

El sistema híbrido ha sido construido en julio del 1989 para abastecer Camphill Village Trust en la periferia de Newnham en el estuario del río Severn (Inglaterra occidental). El movimiento de Camphill es una organización caritativa internacional que construye y gestiona centros de acogida y de vida para las personas desfavorecidas. Las comunidades de Camphill practican la agricultura biológica. Desde la construcción de este primer sistema en 1989, muchas otras instalaciones de este tipo fueron implantadas en otras comunidades de Camphill y organizaciones caritativas similares.

▲ **Descripción del proyecto**

El sistema de Oaklands Park ha sido inicialmente diseñado para abastecer 98 h.e. pero trata, en realidad, solamente los vertidos correspondientes a 65 h.e. El sistema que se puede observar en el esquema descrito a continuación presenta dos pisos de filtros verticales, alimentados con intermitencia, de una superficie total de 63 m² seguidos de dos pisos de filtros horizontales alimentados continuamente y que presentan una superficie total de 28m². La superficie total utilizada es de solamente 1,4 m² / h.e. El esquema en corte a continuación muestra la estructura de los filtros verticales utilizados en el primer y segundo pisos.

Cada filtro vertical está alimentado durante 1 a 2 días y posteriormente dejado en reposo durante 10 días aproximadamente. Eso permite a los filtros desecarse entre las alimentaciones e impedir el atasco por la biomasa depuradora. La alimentación está controlada manualmente por los miembros de la comunidad. Los filtros horizontales están alimentados continuamente.

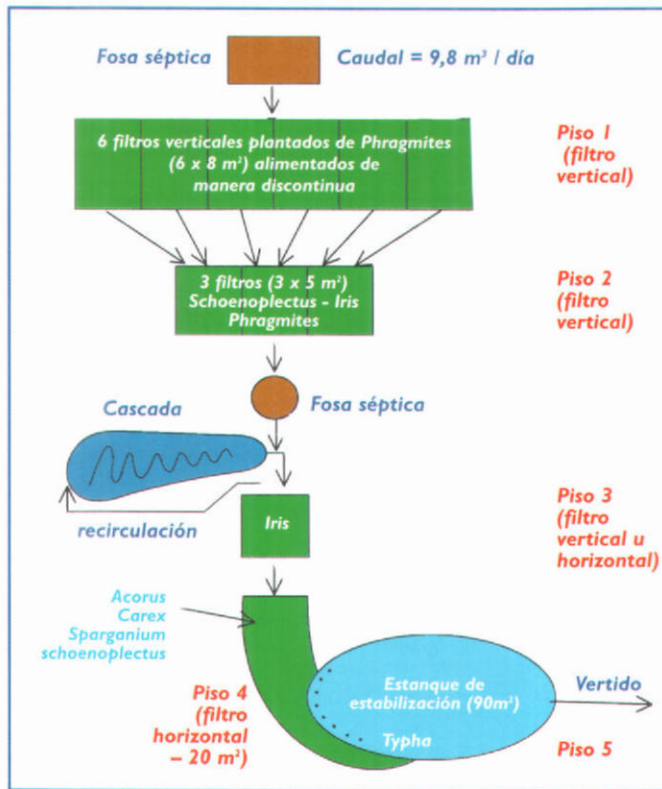


Figura nº 19 : sistema mixto de Oakland Park (Cooper y al, 1996)

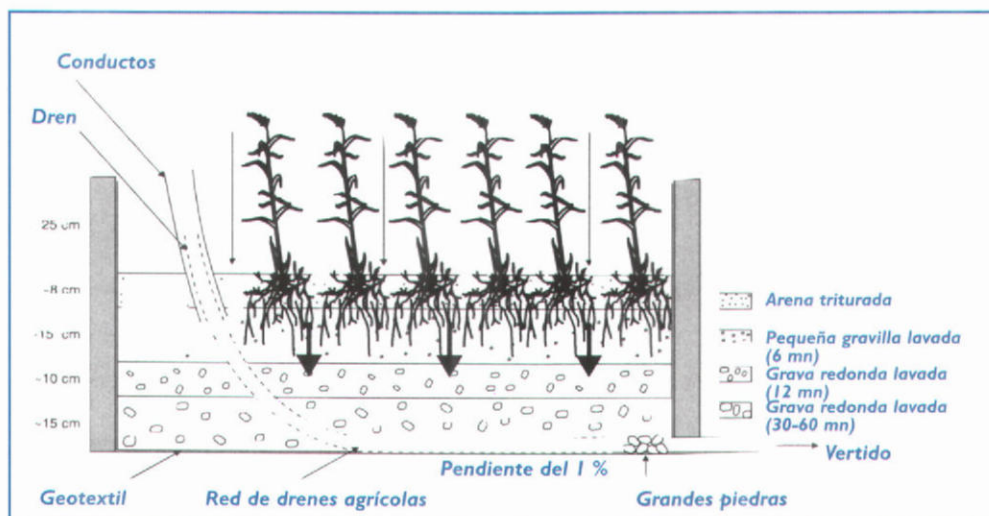


Figura nº 20 : Corte de los pisos de filtros verticales

▲ Rendimientos

Se describe a continuación una síntesis de los rendimientos procedentes de 47 mediciones realizadas en agosto de 1989 y marzo de 1990 (Bryan y Findlater / WRc – 1991, Cooper y al – 1996 y Cooper – 2001).

Cuadro 21 : rendimientos del sistema mixto de Oakland Park
(valores medios de 47 mediciones realizadas entre agosto de 1989 y marzo de 1990)

Parámetro, mg / litro	Afluente	Piso I	Piso II	Piso III	Piso IV	Piso V
DBO ₅	285	57	14	15	7	11
Materias en suspensión	169	53	17	11	9	21
NH ₄ N	50,5	29,2	14,0	15,4	11,1	8,1
NO ₃ N + NO ₂ N	1,7	10,2	22,5	10,0	7,2	2,3
Ortofosfato	22,7	22,7	16,9	14,5	11,9	11,2

Piso I : 6 filtros verticales utilizados con intermitencia (rotación => 1 en servicio 5 en reposo)

Piso II : 3 filtros verticales utilizados con intermitencia (rotación => 1 en servicio 3 en reposo)

Piso III : 1 filtro horizontal

Piso IV : 1 filtro horizontal

Piso V : Estanque de estabilización

Una segunda serie de 17 mediciones se ha realizado durante el periodo de diciembre de 1990 hasta agosto de 1991. Los resultados de esta serie confirman los presentados en el cuadro descrito anteriormente.

La eliminación de la DBO₅ y de las materias en suspensión en los pisos que implican filtros verticales es satisfactoria y permite cumplir con las normas de vertido de la directiva "aguas residuales urbanas". Se observa un cierto deterioro del agua tratada a nivel de la laguna en cuanto a la DBO₅ y las materias en suspensión. Esto se debe al crecimiento de las algas que se añaden a la DBO₅ y producen materias en suspensión. La reducción de los ortofosfatos y NH₄N también es muy débil en este piso.

La nitrificación es muy fuerte en los pisos que implican filtros verticales. Se observa en la reducción del NH₄N y el aumento concomitante del NO₃N + NO₂N. Sin embargo, el piso II no permite alcanzar una nitrificación completa.

Se observan aumentos significativos de los compuestos nitrogenados NO₃N + NO₂N en los filtros verticales luego una reducción a nivel de los pisos III y IV a pesar de la concentración relativamente débil de la DBO₅. Eso parece indicar que existen mecanismos de desnitrificación a nivel de los filtros horizontales amplificadas por el largo tiempo de estancia que caracteriza estos pisos.

Una desnitrificación se produce a nivel de los dos filtros verticales donde la suma de los compuestos NH₄N + NO₃N + NO₂N es menos importante (36,5 mg N / litro) que la concentración de NH₄N que entra en el sistema (50,5 mg N / litro). La medición de la concentración en NH₄N del efluente infravalora probablemente la carga en nitrógeno real del efluente. En efecto, las aguas residuales contienen urea (procedente de la orina), que puede tardar 20 horas para ser hidrolizada en NH₃ y no está detectada por el método analítico que permite determinar los NH₄N. La verdadera carga en contaminación nitrogenada se situará alrededor de 70 – 100 mg N / litro.

En conclusión, esta primera experiencia de sistema mixto representa un verdadero éxito. Se ha demostrado así que el uso combinado de filtros horizontales y de filtros verticales permiten reducir la DBO₅ a 20 mg / l, las materias en suspensión a 30 mg / l y conseguir una substancial nitrificación.

▲ Referencias bibliográficas relacionadas con el sistema híbrido de Oaklands Park

Bryan D and Findlater B C, (1991), The modified Max Planck Institute Process- a review of the operation of a vertical flow Reed Bed Treatment System at Oaklands Park, WRc Report UC 1264, WRc Swindon, UK.

Burka U and Lawrence P C (1990), A new community approach to wastewater treatment with higher plants. pp 359-371 in P F Cooper and B C Findlater (Editors), Constructed Wetlands in Water Pollution Control, Pergamon Press, Oxford, UK.

Cooper P F, Job G D, Green M B and Shutes R B E (1996), Reed Beds and Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. pp206 WRc Publications, Medmenham, Marlow, Buckinghamshire, UK.

Cooper P F (2001), Nitrification and denitrification in Hybrid Constructed Wetland systems. Chapter 12 in Transformations in Natural and Constructed Wetlands, Vymazal, J (Editor) to be published by Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands in February, 2001 from paper presented at workshop of the same name held at Trebon, Czech Republic.

Seidel K (1978), Gewässerreinigung durch höhere Pflanzen, Zeitschrift Garten und Landschaft, H1, pp9-17

➔ *Lagunaje natural : caso de la instalación de Vauciennes (Francia – departamento de Oise)*

▲ *Generalidades*

El lagunaje natural de Vauciennes incluye tres balsas en serie. La sucesión de las balsas es la siguiente :

- ➔ una laguna de microfitas ;
- ➔ una laguna de macrofitas ;
- ➔ una laguna mixta.

Los rendimientos de esta instalación fueron seguidos de forma precisa desde octubre de 1981 hasta julio de 1991 por el SATESE del Oise y el CEMAGREF, a petición de la Agencia del Agua Seine-Normandie (Schetrite S. – 1994).

▲ *Descripción del proyecto*

El dimensionado se caracteriza por los parámetros siguientes :

- ➔ capacidad nominal : 1000 habitantes equivalente ;
- caudales diarios : 150 m³ / día ;
- caudal de punta : 24,5 m³ / h ;
- carga diaria : 54 kg DBO₅ / día.

La red que recoge las aguas residuales es, por una parte, pseudo separativa (equipado de vertederos de tormentas) y, por otra parte, separativa.

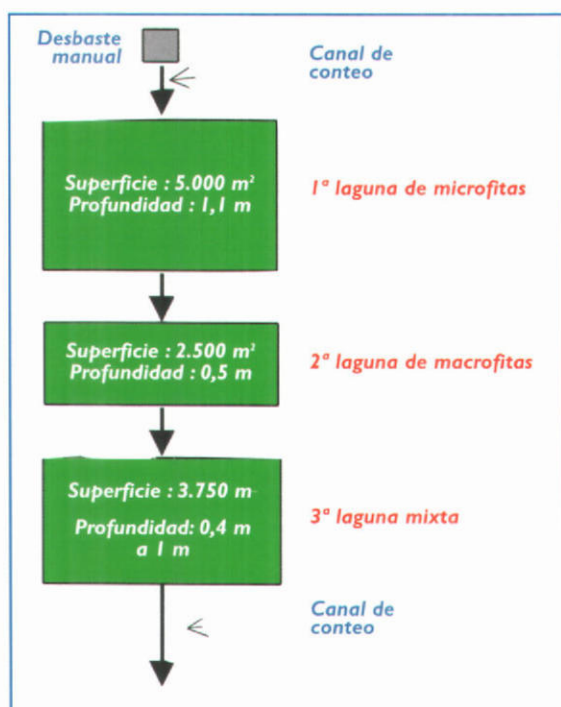


Figura n° 21 : lagunaje de Vauciennes

▲ *Rendimientos*

Se describen a continuación los rendimientos, calculados sobre valores medios procedentes de 11 campañas de mediciones realizadas entre octubre de 1981 y julio de 1991.

Cuadro 22 : Rendimientos de las instalaciones

	DBO ₅ (mg/l)	DCO (mg/l)	MES (mg/l)	Nitrógen o Kjeldhal (mg/l)	NH ₄ (mg/l)	Fósforo total (mg/l)
Concentraciones medias de las aguas brutas	175	546	302	55	38	20
Concentraciones medias del efluente de salida	- *	83,6	34,7	13,9	9	4,6

* Se ha medido la DBO en las muestras de salida de las tres balsas hasta la 6ª campaña de medición (abril 85). Debido a las incertidumbres sobre el valor obtenido (presencia de algas, de Adelfa...), no pudo medirse después de esa fecha. Especialmente para evitar este tipo de incidente que la directiva "aguas residuales urbanas" indica que los análisis de los vertidos procedentes de este tipo de instalaciones deben ser efectuados sobre muestras filtradas.

Después del llenado, los rendimientos medios sobre la DQO y las MES aumentan progresivamente y se mantienen en una horquilla relativamente estable más allá de la 3ª campaña de mediciones, o bien entre 60 y 90 % y 70 a 95 % para las MES. Los malos rendimientos de los primeros meses tienen por origen tasa de carga muy baja de las instalaciones (del 15 al 20 % solamente en la 3ª campaña).

Los rendimientos sobre el nitrógeno global (nitrógeno Kjeldhal + NH_4) medidos en un periodo estival son considerablemente estables cualquiera que sea la carga a la entrada (rendimiento = 70 %). No se observa una degradación del tratamiento para este periodo, durante los 10 años de seguimiento.

En invierno, los rendimientos sobre el nitrógeno global disminuyen continuamente a lo largo de los años (de 60 % a 10 %). Las concentraciones a la salida son función de la carga admitida por las instalaciones. Sin embargo, el lagunaje sólo recibe aun en enero de 1990, 25 % de su carga nominal. Durante esta estación, los rendimientos de eliminación en nitrógeno global son en media 50 % para las instalaciones generalmente sometidas a cargas más importantes. Por consiguiente, se puede suponer que el tratamiento de la carga en nitrógeno se degrada progresivamente durante los meses de invierno.

Los rendimientos de eliminación del fósforo total disminuyen regularmente desde la primera campaña de medición. Pasan de 75 % en 1981 a 30 % en enero de 1990 y eso independientemente de la estación. Sin embargo, en la última campaña de mediciones, en julio de 1991, parece que los rendimientos son excepcionalmente buenos (81 % en julio de 1991 contra 32 % en enero de 1990). La hipótesis más probable para explicar esta súbita subida de los rendimientos está relacionada con la aparición reciente de una cobertura de lentillas de agua que capturaría en fase de crecimiento una gran cantidad del fósforo presente en el agua.

En cuanto a los aspectos bacteriológicos, las reducciones medias se sitúan todas a nivel de 4 unidades logarítmicas y no marcan tendencias significativas en la reducción cuando la insolación disminuye.

▲ *Referencias bibliográficas relacionadas con el lagunaje natural de Vauciennes*

Collectif (1984), Synthèse du fonctionnement du lagunage naturel de Vauciennes (Oise), CEMAGREF, SATESE de l'Oise, Agence de l'Eau Seine Normandie, Paris.

Schetrite S. (1994), Etude synthétique du fonctionnement du lagunage naturel de Vauciennes (Oise) : Octobre 81 à juillet 91, CEMAGREF, SATESE de l'Oise, Agence de l'Eau Seine-Normandie, Paris.

→ *Lagunaje aireado : caso de la instalación de Adinkerke (Bélgica)*

▲ *Generalidades*

Adinkerke se sitúa en el Flandes belga. La estación de esta aglomeración es una laguna aireada. La aireación se realiza mediante insuflación de aire. Si los principios biológicos utilizados son los mismos, el diseño de este tipo de instalación es sensiblemente diferente al presentado en las fichas técnicas para los métodos que utilizan aireadores. Desde el punto de vista energético, la diferencia esencial con otros sistemas de lagunaje aireado es la baja capacidad instalada. Tampoco presentamos detalladamente el dimensionado de esta instalación cuya técnica no representa a la mayoría de las instalaciones utilizadas actualmente.

▲ *Descripción del proyecto*

La estación se compone de tres balsas en serie, las dos primeras están aireadas, la 3ª es la balsa de acabado (laguna de decantación). El esquema a continuación presenta las diferentes balsas y sus equipos.

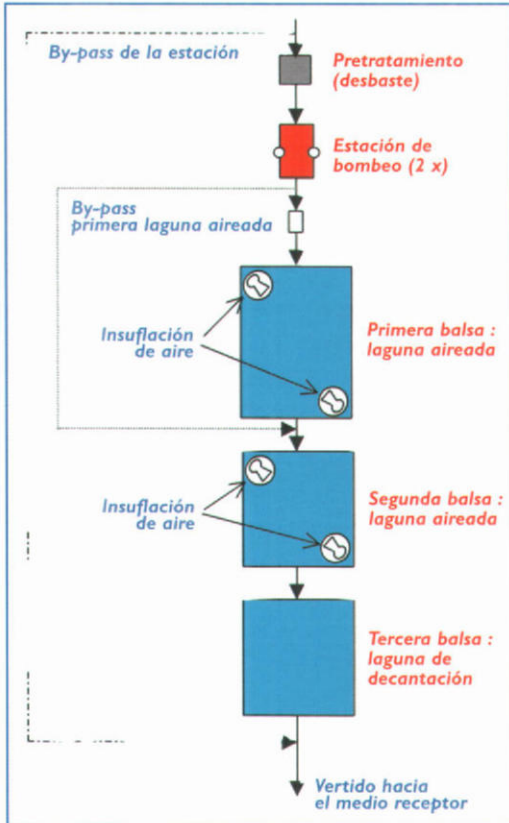


Figure n° 21 : Lagunaje aéreo de Adinkerke

Características de los equipos

Cuadro 23 : características de los equipos

	Número	Tipo	Dimensión
Bombas para aguas residuales	2	Bombas sumergidas	Caudal : 2 x 40 m ³ /h Caudal : P1+ P2 60 m ³ /h
Balsas de lagunaje	2	Lagunaje aireado	Volumen total : 4000 m ³ Tiempo de estancia : 100 horas Superficie total : 1.812 m ²
Dispositivos de aireación	4	Insuflación de aire (aeroeyector)	/
Estanque de clarificación	1	Rectangular	Superficie : 490 m ² Volumen : 490 m ³ Profundidad : 1 m

Diseño

El dimensionado de las obras se caracteriza por los valores siguientes :

→ carga en $DBO_5 = 37 \text{ kg } DBO_5 / \text{ día}$;

carga hidráulica = $300 \text{ m}^3 / \text{ día}$;

caudal máximo = $1.400 \text{ m}^3 / \text{ día}$;

▲ Rendimientos

Se presentan a continuación los rendimientos calculados sobre valores medios procedentes de 18 mediciones realizadas en 1999:

Cuadro 24 : Rendimientos de las instalaciones

	DBO_5	DCO	Materias en suspensión	Nitrógeno total	Fósforo total
Agua sucia entrante en estación : valor medio sobre 1999 en mg / l	245,7	744,9	409,5	76,5	11,1
Vertido de la estación en el medio : valor medio sobre 1999 en mg / l	12,6	76,7	22,3	50,2	1,5
Rendimiento de la instalación (en %)	94,9	89,7	94,6	34,4	86,5

Se constata a la vista de estos resultados que esta técnica que utiliza la insuflación de aire permite cumplir muy ampliamente con los requisitos de la directiva "aguas residuales urbanas".

▲ Referencias bibliográficas relacionadas con el lagunaje aireado de adinkerke

Datos transmitidos por la sociedad AQUAFIN (Organismo de la región flamenca que diseña, financia, realiza y explota la infraestructura supracomunal para el tratamiento de las aguas residuales urbanas).

GLOSARIO

<i>Aglomeración</i>	Zona en la cual la población y/o las actividades económicas son suficientemente concentradas para que sea posible recolectar las aguas urbanas residuales para llevarlas hacia una estación de depuración o un punto de vertido final.
<i>Nitrógeno Kjeldahl</i>	Suma del nitrógeno orgánico y del nitrógeno amoniacal.
<i>Lodos</i>	lodos residuales, tratados o no, procedentes de las estaciones de depuración de aguas urbanas residuales;
<i>Carga Hidráulica</i>	peso h de una columna de agua de altura H por encima de un nivel de referencia, expresado en metros de altura de agua.
<i>Coefficiente de Uniformidad (CU)</i>	$CU = D_{60} / D_{10}$ Con : D_{10} = diámetro sobre la curva acumulativa para el cual 10 % de la arena es más fina ; D_{60} = diámetro sobre la curva acumulativa para el cual 60 % de la arena es más fina. Por consiguiente, el CU es un índice de uniformidad o, al contrario, de irregularidad de la distribución del tamaño de las partículas . Si $CU < 2$, la granulometría se llama uniforme. Si $2 < CU < 5$ la arena es heterogénea pero la granulometría es llamada apretada ya que no se sale del campo de la familia de las arenas.
<i>DBO₅</i>	La Demanda Bioquímica en Oxígeno es una medición de las materias orgánicas fácilmente biodegradables. Corresponde a la cantidad de oxígeno disuelta en el agua necesaria para oxidar mediante proceso biológico estas materias orgánicas. Esta medición se efectúa según un protocolo normalizado en cinco días, lo que explica el término DBO ₅ . Es la base de la definición principal del equivalente habitante (EH) supuestamente vertido cada día en las aguas de las materias orgánicas que se traducen por un flujo de DBO ₅ de 60 g/d.
<i>DQO</i>	Representa la cantidad de oxígeno consumida, expresada en mg/l de la cantidad de materia químicamente oxidable de una descarga. De acuerdo con la metodología standard, es la oxidación producida por un exceso de potasio dicromato ($K_2Cr_2O_7$) en un cultivo mediamente ácido, de la materia oxidable contenida en una descarga. DQO es un parametro muy util para identificar la presencia de contaminación en aguas residuales. Representa la mayor parte de compuesto orgánicos y también las sales universales oxidables (sulfidos, cloridos....) Las aguas residuales industriales a menudo pueden alcanzar valores de DQO de varios gramos por litro.
<i>Desnitrificación</i>	Conversión de los nitratos en nitritos luego en N_2O o en nitrógeno. La desnitrificación de las aguas residuales urbanas se utiliza esencialmente a nivel del tratamiento terciario donde se efectúa en parte o totalmente por una depuración microbiológica.
<i>Aguas industriales residuales</i>	todas las aguas residuales procedentes de locales utilizados con fines comerciales o industriales, distintos de las aguas domésticas residuales y las aguas pluviales
<i>Aguas domésticas residuales</i>	aguas residuales procedentes de los establecimientos y servicios residenciales y producidas esencialmente por el metabolismo humano y las actividades domésticas.
<i>Aguas urbanas residuales</i>	aguas domésticas residuales o mezcla de las aguas domésticas residuales con aguas industriales residuales y/o aguas pluviales.
<i>Equivalente habitante (EH)</i>	carga orgánica biodegradable que tiene una demanda bioquímica de oxígeno en cinco días (DBO ₅) de 60 gramos de oxígeno por día.
<i>Eutrofización</i>	enriquecimiento del agua en elementos nutritivos, especialmente de los compuestos del nitrógeno y/o del fósforo, que provoca un desarrollo acelerado de las algas y de los vegetales de especies superiores que induce una perturbación indeseable del equilibrio de los organismos presentes en el agua y una degradación de la calidad del agua en cuestión.
<i>MES (materias en suspensión)</i>	Conjunto de las partículas minerales y (o) orgánicas presentes en un agua natural o contaminada.

Permeabilidad

aptitud del suelo o de un sustrato rocoso a dejar el agua infiltrarse en las capas más profundas

Sistema de recogida

sistema de canalizaciones que recoge y encamina las aguas urbanas residuales.

Tratamiento apropiado

tratamiento de las aguas urbanas residuales por cualquier proceso y/o sistema de evacuación que permite, para las aguas receptoras de los vertidos, cumplir con los objetivos de calidad elegidos así como responder a las disposiciones pertinentes de la presente directiva y de otras directivas comunitarias.

Tratamiento primario

tratamiento de las aguas urbanas residuales por un proceso físico y/o químico que incluye la decantación de las materias sólidas en suspensión o por cualquier otro proceso por el cual la DBO₅ de las aguas residuales entrantes está reducida en al menos 20 % antes del vertido y el total de las materias sólidas en suspensión de las aguas residuales entrantes reducido en al menos 50 %.

Tratamiento secundario

tratamiento de las aguas residuales urbanas por un proceso que incluye generalmente un tratamiento biológico con decantación secundaria por otro proceso que permite cumplir con las condiciones del cuadro I del anexo I de la directiva del 21 de mayo de 1991 (ver cuadro a continuación).

Cuadro 25 : Prescripciones relativas a los vertidos procedentes de las estaciones de depuración de las aguas urbanas residuales y sometidas a las disposiciones de los artículos 4 y 5 de la directiva ARU. Se pueden aplicar el valor de la concentración o el porcentaje de reducción.

parámetros	Concentración	Porcentaje mínimo de reducción ⁽¹⁾	método de medición de referencia
Demanda bioquímica en oxígeno (DBO ₅ a 20 °C) sin nitrificación ⁽²⁾	25 mg/l O ₂	70-90 40 en los términos del artículo 4 capítulo 2	Muestra homogeneizada no filtrada, no decantada. Determinación del oxígeno disuelto antes y después de una incubación de 5 días a 20°C ± 1°C, en la oscuridad completa. Añadiendo un inhibidor de nitrificación.
Demanda química en oxígeno (DQO)	125 mg/l O ₂	75	Muestra homogeneizada no filtrada, no decantada. Bicromato de potasio
Total de las materias sólidas en suspensión	35 mg/l ⁽³⁾ 35 en los términos del artículo 4 capítulo 2 (más de 10 000 h.e.) 60 en los términos del artículo 4 capítulo 2 (de 2 000 a 10 000 h.e.)	90 ⁽³⁾ 90 en los términos del artículo 4 capítulo 2 (más de 10 000 h.e.) 70 en los términos del artículo 4 capítulo 2 (de 2 000 a 10 000 h.e.)	- Filtración de una muestra representativa sobre una membrana de 0,45 µm, secado a 105°C y pesada. - Centrifugación de una muestra representativa (durante 5 minutos al menos, con aceleración media de 2.800 a 3.200 g), secado a 105°C, pesada.

(1) Reducción con respecto a los valores a la entrada.

(2) Este parámetro puede ser remplazado por otro : carbono orgánico total (COT) o demanda total en oxígeno (DTO), si una relación puede ser establecida entre la DBO₅ y el parámetro de sustitución.

(3) Este requisito es opcional.

Los análisis relativos a los vertidos procedentes del lagunaje deben efectuarse sobre muestras filtradas; sin embargo, la concentración del total de las materias sólidas en suspensión en las muestras de agua no filtrada no debe superar 150 mg/l.

Tratamiento terciario

la expresión "tratamiento terciario" puede designar varios tipos de tratamientos o diferentes funciones en vista a alcanzar un nivel de tratamiento de calidad superior a lo que se podría normalmente esperar de un tratamiento secundario. El tratamiento terciario puede pretender una retirada más a fondo para los parámetros convencionales como las materias en suspensión o incluso pretender algunos parámetros para los cuales hay poca retirada en un tratamiento secundario como el fósforo.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Agence de l'Eau Seine-Normandie (1999), Guides des procédés épuratoires intensifs proposés aux petites collectivités, Nanterre.
- Agences de bassins (1979), Lagunage naturel et lagunage aéré : procédés d'épuration des petites collectivités, CTGREF d'Aix en Provence.
- Agences de l'eau (1996), Conception des stations d'épuration : les 50 recommandations, Etude Inter Agences n° 45, 1996, 56 p.
- Alexandre O., Grand d'Esnon (1998), Le coût des services d'assainissement ruraux. Evaluation des coûts d'investissement et d'exploitation, in TSM n°7/8 - juillet-août 1998 - 93^e année
- Almasi A., Pescod M. B. (1996), Wastewater treatment mechanisms in anoxic stabilisation ponds, Water Sciences and Technologies, 125-132.
- Armstrong (1979), aeration in higher plants, Adv. in Bot. Res. 4, 332-445.
- Berland J.M., (1994) Une évaluation du système d'assainissement des anciens Länder allemands, ENPC-LATTS, rapport réalisé à la demande de l'Agence de l'Eau Rhin-Meuse, Noisy-le-Grand
- Boon A.G. (1985), Report of a visit by members and staff of WRc to Germany to investigate the root zone method for treatment of wastewaters. WRc Report 376-S/1, Stevenage, UK.
- Boon G. (1986), Report of a visit by a boon to Canada and the USA to investigate the use of wetlands for the treatment of wastewater; Water Research Processes , 55.
- Boutin C., Duchène P., Liénard A. (1997), Filières adaptées aux petites collectivités, Document technique FNDAE n°22.
- Brissaud F. (1993), Epuration des eaux usées urbaines par infiltration percolation : état de l'art et études de cas, Etude Inter Agences n°9, Agences de l'Eau, Ministère de l'Environnement.
- Brix, H. (1987), Treatment of wastewater in the rhizosphere of wetland plants - the roots-zone method, Wat. Sci. Tech. 19, 107-118
- Brix H. (1998), Denmark experiences in Vymazal, J. et al, Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Europe. Backhuys Publisher, Leiden.
- Cluzel F. (1993), diagnostic comparé de système d'assainissement autonomes. Application aux systèmes semi-collectifs, DDASS de Loire-Atlantique, Ecole Nationale de la santé publique, Rennes.
- Cooper A. B., Findlater B.C. (1990), Constructed wetlands in water pollution control. Adv. Water Pollution Control n°11. (Pergamon Press), Oxford. England.
- Cooper P. (1996), Reed beds & Constructed Wetlands for wastewater treatment. S.T.W.WRC, Ed.
- Cooper P., Griffin P. (1999), A review of the design and performance of vertical-flow and hybrid reed bed treatment systems; Wat. Sci. Tech. 40, 1-9.
- Crites R., Tchobanoglous G. 1998. Small and decentralized wastewater management systems. McGraw-Hill Series in Water Resources and Environmental Engineering, pp.1084.
- Drizo A. (1997), Phosphate and ammonium removal by constructed wetlands with horizontal subsurface flow, using shale as a substrate. ; Wat. Sci. Tech. 35, 95-102.
- Duchemin J. (1994), Effluents domestiques et phosphore : le rendement des filière d'assainissement autonome, in Phosphore des villes... Phosphore des champs - journée d'échanges techniques du 13 décembre 1994, Ministère des Affaires Sociales de la Santé et de la Ville, DDASS d'Ille-et-Vilaine, DDASS de Loire-Atlantique, France, Derval.
- EC Life project (1997), Guidelines for constructing reedbeds for environmental improvement applications. Experience from the Somerset Levels and Moors, UK and the Parc des Marais du Cotentin et du Bessin, France. Life Project 92-1/UK/026.
- EPA (1988), Design Manuel. Constructed Wetlands and Aquatic Plant Systems for Municipal Wastewater Treatment, EPA/625/1-88/022.
- European Investment Bank (1998), Design Manual for Waste Stabilisation Ponds in Mediterranean Countries, Mediterranean Environmental Technical Assistance Programme.

- Jensen, P.D. et al (1994), Cold Climate constructed wetlands, 4th International Conference on Wetlands systems for water pollution control, Guangzhou, China.
- Johansson L. (1999), Industrial by-products and natural substrata as phosphorus sorbents; Env.Tech. 20, 309-316.
- Kadlec, R.H. Knight R.L., Vymazal J., Brix H., Cooper P., Haberl R. (2000) Constructed Wetlands for Pollution Control. Processes, Performance, Design and Operation. IWA Publishing, Scientific and Technical Report N°8.
- Lassus C et al (1998), Objectif Epuraton - Le lagunage naturel : conception et réalisation - Les règles de l'art, Agence de l'Eau Seine-Normandie, CEMAGREF, UTC.
- Marsteiner (1996), The influence of macrophytes on subsurface flow wetland hydraulics, 5th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Vienna.
- Racault Y. et al. (1997), Le lagunage naturel : les leçons tirées de 15 ans de pratique en France, CEMAGREF, SATE-SE, ENSP, Agences de l'Eau.
- Radoux M., Cadelli D., Nemcova M., Ennabili A., Ezzahri J., Ater M. (2000), Optimisation of natural wastewater treatment technologies in the MHEA(experimental centre in M'Diq, Mediterranean coast of Morocco. 7th International Conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control, Florida, USA.
- Strecker, E.W., Kersnar J.M., Driscoll, E.D., Horner R.R. (1992), The use of wetlands for controlling stormwater pollution, EPA/600 Washington D.C., The Terrene Institute.
- Vymazal, J. et al (1998), Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe, Backhuys Publisher, Leiden.
- Wallace, S. Parkin, G. Cross C. (2000), Cold climate wetlands : Design & Performance. 7th International Conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control, Florida, USA.
- Wetzel, R.G. (1993), Constructed Wetlands : Scientific Foundations are Critical, G.A., Constructed Wetlands for Water Quality Improvement, Lewis Publishers.
- Zhu, T. Jensen, P.D. et al (1996), Phosphorus sorption and chemical characteristics of lightweight aggregates (LWA) - potential filter media in treatment wetlands, 5th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Vienna.

Comisión Europea

Procesos extensivos de depuración de las aguas residuales adaptadas a las pequeñas y medias colectividades

Luxembourg : Oficina de las publicaciones oficiales de las comunidades europeas

2001 — 40 pp. — 21 x 29.7 cm

© Oficina Internacional del Agua, 2001

ISBN 92-894-1690-4

La Dirección General del Medio ambiente de la Comisión desea sostener la difusión de los procesos extensivos de depuración, vía el desarrollo de consejos y de intercambios técnicos. Esta guía y el desarrollo de ayudas tales como los fondos estructurales y fondos de cohesión son una muestra de ello.

Esta guía, que se elaboró en el marco de una colaboración con Francia (Dirección del Agua del Ministerio de la Ecología y Desarrollo Sostenible y Agencias del Agua), sólo describe las técnicas intensivas y se focaliza, sobre todo, sobre las técnicas extensivas de tratamiento de las aguas residuales urbanas. Estas últimas ocupan, por definición, más superficie que los procesos intensivos clásicos desarrollados para las grandes aglomeraciones. Sin embargo, los costes de inversión de los procesos extensivos son generalmente inferiores y las condiciones de explotaciones de estos procesos extensivos son menos difíciles, más flexibles y más económicos en cuanto a la utilización de energía. Por último, su mantenimiento necesita menos personal y menos especialización que para las técnicas intensivas.

Son aplicables en las diferentes configuraciones europeas que no superan unos miles de habitantes equivalentes. Hay que recordar al leer esta obra que las técnicas que vamos a abordar pueden aplicarse excepcionalmente a capacidades superiores a 5.000 h.e.

Después de repasar los objetivos que deben alcanzar las pequeñas y medianas aglomeraciones y una presentación rápida de las diferentes técnicas llamadas intensivas, describiremos más detalladamente las técnicas siguientes :

- infiltración-percolación ;
- filtros plantados de flujo vertical ;
- filtros plantados de flujo horizontal ;
- lagunaje natural ;
- lagunaje aireado ;
- asociación de diferentes técnicas extensivas.

Con el fin de ayudar a elegir una técnica, una comparación entre se efectúa sobre los criterios siguientes :

- calidad de los vertidos ;
- ventajas e inconvenientes ;
- espacio disponible ;
- permeabilidad del suelo ;
- adaptabilidad de las técnicas a las condiciones climáticas ;
- los costes.



Comisión Europea

<http://europa.eu.int>



Direction de l'Eau

<http://www.environnement.gouv.fr>



Agences de l'Eau

<http://www.eaufrance.tm.fr>



Oficina
Internacional
del Agua

<http://www.oiagua.org>



<http://www.cemagref.fr>



OFICINA DE LA PUBLICACIONES OFICIALES
DE LA COMUNIDADES EUROPEAS, 2001

L-2985 Luxemburgo

ISBN 92-894-1690-4



9 789289 416900 >



European Commission

**E
D
I
C
I
G**

EXTENSIVE WASTEWATER TREATMENT PROCESSES

ADAPTED TO SMALL AND MEDIUM SIZED COMMUNITIES

(500 to 5,000
population equivalents)

Implementation of Council
Directive 91/271 of 21 May 1991
concerning urban waste water
treatment



PREFACE

Spearhead of Europe's environmental policy, sustainable development implies for man the mastering of his urban and domestic wastewater, using techniques that are as natural and energy saving where possible. The "urban wastewater treatment" Directive from 21 May 1991, and very recently the Water Framework Directive have come to remind us of the necessity of appropriate treatment for these discharges with the objective of a good ecological status of our water.

In the 1970s France developed an ambitious rural and urban treatment policy supported financially by the Agences de l'Eau (Water Agencies). Today it has 15,500 treatment plants, more than 6,000 of which are sized at less than 2,000 population equivalents, often equipped with extensive treatments processes because of their low financial and technical constraints and their good ecological integration. Bearing in mind the varied soil conditions that exist, it has vast experience in almost all situations that exist in Europe climatically and geographically speaking and also in terms of land characteristics.

For its part, the Commission's Environment-Directorate General wanted to benefit from the experience and, if possible by the exchange of advice from its use in small communities, and from similar experiences carried out throughout the European Union, certain of which are supported within Life-Environment operations.

In this context, the value of these experiences through co-operation between the Commission's Environment-Directorate General, and on the French side, the Water Directorate of Ministry of Ecology and Sustainable Development and the water Agencies, is an idea that grew during the recent French presidency. This guide represents the fruits of work accomplished since then.

We sincerely hope that this guide proves to be useful to elected officials and those responsible for technical departments of small and medium sized European agglomerations, so that the latter can determine their choices on the best possible technical and financial bases, with a concern for ecological integration and sustainable development. This guide can therefore be an illustration, among others, of the spirit of the 6th European Action Program for the Environment 2001-2010: "Our Future, Our Choice".



Prudencio PERERA
Director
Quality of the Environment
and Natural Resources
European Commission



Bernard BAUDOT
Director of Water
Ministry of Ecology and of
Sustainable Development
FRANCE

A wealth of other information on the European Union is available on the Internet via Europa server (<http://europa.eu.int>).

A bibliography appears at the end of the work.

Luxembourg : Office of official publications of the European Community, 2001.

ISBN 92-894-1690-4

© International Office for Water, 2001

No part of this work may be reproduced, whether wholly or in part, without permission from the publisher.

No part of this work may be translated, whether wholly or in part, without permission from the publisher.

Printed in France - PRINTED ON BLEACHED PAPER WITHOUT CHLORINE

	<i>Page</i>
▶ WHAT IS THE PURPOSE OF THIS GUIDE?	2
▶ THE REGULATORY FRAMEWORK AND IMPETUS GIVEN BY THE EUROPEAN UNION FOR THE CONSTRUCTION OF INFRASTRUCTURES FOR THE COLLECTING AND TREATMENT OF URBAN WASTEWATER	3
→ <i>Deadlines</i>	3
→ <i>The objectives that must be met in order to meet the requirements of the directive</i>	3
▶ TECHNIQUES THAT CAN BE USED TO MEET THE REGULATIONS OF THE DIRECTIVE	4
→ <i>Extensive techniques</i>	4
▲ Biological Filters	
▲ Rotating Biological Contactors	
▲ Activated sludge	
▲ Advantages and drawbacks of the different intensive approaches	
→ <i>Les techniques extensives</i>	8
▶ EXTENSIVE PROCESSES: TECHNICAL INFORMATION	9
→ <i>Fixed film cultures on small media</i>	9
▲ Operation: mechanisms that come into play	
▲ Infiltration-percolation through sand	
▲ vertical flow reed bed filters	
▲ Horizontal flow reed bed filters	
→ <i>Suspended growth cultures</i>	16
▲ Operation: mechanisms that come into play	
▲ Natural lagooning	
▲ Aerated lagooning	
▶ CONCLUSIONS: ELEMENTS FOR THE TECHNICAL CHOICES	23
→ <i>Summary of the different extensive approaches</i>	23
→ <i>Quality of the discharges</i>	23
→ <i>Advantages and drawbacks: summary</i>	24
→ <i>The importance of the climatic factor</i>	25
→ <i>Decision tree structure</i>	25
→ <i>Costs</i>	26
→ <i>A plus for extensive processes: contribution to the landscape</i>	26
▶ ANNEXES: CASE STUDIES	27
→ <i>Infiltration percolation:</i>	27
a particular case, the Mazagon plant (Spain)	
→ <i>Infiltration percolation:</i>	29
a traditional plant: the case of Souillac Paille-Basse (France – Département du Lot)	
→ <i>Vertical flow reed bed filters:</i>	30
the case of NEA Madytos – Modi (Greece)	
→ <i>Hybrid system :</i>	32
<i>(vertical and horizontal flow reed bed filters)</i>	
the case of Oaklands Park, Newnham-on-Severn, Gloucestershire (United Kingdom)	
→ <i>Natural lagooning:</i>	34
the case of the plant in Vauciennes (France – Oise)	
→ <i>Aerated lagooning:</i>	36
the case of the plant in Adinkerke (Belgium)	
▶ GLOSSARY	38
▶ BIBLIOGRAPHICAL REFERENCES	40

WHAT IS THE PURPOSE OF THIS GUIDE?

One of the roles of the Commission is to help technicians in agglomerations of between 500 p.e. and 5000 p.e. (population equivalent, see glossary) to implement Commission Directive n°91/271 of 21 May 1991 concerning urban wastewater treatment (see glossary) by the end of 2005. **Indeed, agglomerations with less than 2000 p.e. which have a collection network, must also set up appropriate treatment [Article 7 of the "Urban Waste water" directive, (see glossary)].** An effort of awareness and information is all the more necessary as the municipalities and local authorities involved in the carrying out of projects are not structured, organised and equipped as well as those of larger agglomerations.

The Commission's Environment-Directorate General helps in the perfecting and production of adapted extensive devices for these agglomerations in particular, via the LIFE-Environment financial instrument. The purpose of this tool is to facilitate the implementation of the directive by the development of demonstration efforts and innovative technologies adapted to environmental problems that need to be resolved. Furthermore, the Environment-Directorate General supports the distribution of these techniques, via the development of technical exchanges and advisories. This document and the development of aids such as structural funds and cohesion funds are examples of this.

This guide will simply mention intensive techniques and will concentrate, above all, on extensive treatment techniques. These techniques, by definition, use more land than traditional intensive processes developed for large agglomerations. However, the investment cost for extensive processes are generally lower, and the operating conditions of these extensive processes are simpler, more flexible and allow more energy to be saved. Finally, these techniques require a lower amount of manpower and less-specialised manpower than intensive techniques.

They can be applied in the various European configurations that do not exceed population equivalents of a few thousands. One must bear in mind when reading this document that the techniques that we are going to cover cannot be used for capacities greater than 5,000 p.e. except in exceptional circumstances.

After a reminder of the objectives to be met by small and medium sized agglomerations (see glossary) and a quick presentation of the different intensive approaches, we will describe the different extensive techniques in more detail.

THE REGULATORY FRAMEWORK AND IMPETUS GIVEN BY THE EUROPEAN UNION FOR THE CONSTRUCTION OF INFRASTRUCTURES FOR COLLECTING AND TREATING URBAN WASTE WATER

Deadlines

The Council directive of 21 May 1991 concerning urban waste water treatment (see glossary) is one of the key parts in the European Union's environmental policy.

One of the main measures in this text is the obligation for agglomerations (see glossary), to set up a system (see glossary) for collecting waste water that must be associated with waste water treatment plants.

These obligations are to be fulfilled in a progressive manner. Treatment systems must be provided:

- before 31 December 1998, for agglomerations of more than 10,000 p.e. that discharge into sensitive areas;
- before 31 December 2000, for agglomerations of more than 15,000 p.e. that do not discharge into sensitive areas;
- before 31 December 2005, for agglomerations from 2,000 p.e. to 10,000 p.e. or from 2,000 p.e. to 15,000 p.e. that are not concerned by the 1998 and 2000 deadlines.

Concerning the 2005 deadline, the directive requires agglomerations of 2,000 p.e. to 10,000 p.e. that discharge into a sensitive area, and up to 15,000 p.e. for those that do not discharge into a sensitive area, to set up a collecting system and secondary treatment (see glossary), for discharges to fresh water and estuaries, or a collecting system and appropriate treatment for discharges into coastal waters.

Nevertheless, where the establishment of a collecting system is not justified either because it would produce no environmental benefit or because it would involve excessive cost, the directive allows individual systems or other appropriate systems which achieve the same level of environmental protection to be used.

Furthermore, the obligation to set up treatment is not limited to agglomerations of more than 2,000 p.e. The Directive states that discharges from smaller agglomerations must be subject to an appropriate treatment whenever a collecting network exists. Finally, remember that this text stipulates that agglomerations of less than 2000 p.e., that have a collecting system must set up appropriate treatment of their discharges before 31 December 2005.

Objectives to reach in order to meet the requirements of the directive

Regulations instituted by the "Urban Waste Water Treatment" directive for those agglomerations having between 2,000 and 10,000 p.e. are summarised in the following two tables.

Table 1: Regulations concerning discharges from urban waste water treatment plants and subject to the measures of the directive from 21 May 1991⁽¹⁾

Parameters	Concentration	Minimum percentage of reduction ⁽²⁾
Biochemical oxygen demand [BOD ₅ at 20°C (see glossary)] without nitrification ⁽³⁾	25 mg/l O ₂	70-90 %
Chemical oxygen demand [COD (see glossary)]	125 mg/l O ₂	75 %
Total suspended solids [SS (see glossary)]	35 mg/l ⁽³⁾ 35 mg/l in high mountain regions for agglomerations with more than 10000 p.e. 60 mg/l in high mountain regions for agglomerations whose size falls between 2000 and 10000 p.e.	90 % ⁽³⁾ 90 % in high mountain regions for agglomerations of more than 10000 p.e. 70 % in high mountain regions for agglomerations whose size falls between 2000 and 10000 p.e.

(1) The values of concentration or percentage of reduction can be chosen indifferently.

(2) Reduction in relation to influent values

(3) This requirement is optional

An exception is made for lagooning. Indeed, analyses concerning discharges from this type of installation shall be carried out on filtered samples. However, the concentration of total suspended solids in unfiltered water samples must not exceed 150 mg/l.

Table 2: Regulations concerning discharges from urban waste water treatment plants carried out in sensitive areas which are subject to eutrophication (see glossary)⁽¹⁾

Parameters	Concentration	Minimum percentage of reduction ⁽²⁾
Total phosphorus	2 mg/l (p.e. between 10,000 and 100,000) ⁽⁴⁾	80 %
Total nitrogen ⁽³⁾	15 mg/l (p.e. between 10,000 and 100,000) ⁽⁴⁾	70-80 %

(1) Depending on the local situation, one or both parameters may be applied. Furthermore, it is possible to apply the value of concentration or the percentage of reduction.

(2) Reduction in relation to influent values.

(3) Total nitrogen measured according to the Kjeldahl method (see glossary), plus the nitrogen contained in nitrates and nitrites.

(4) These values of concentration are annual averages. However, for nitrogen, daily averages may be used when it can be proved that the same level of protection is obtained. In this case, the daily average cannot exceed 20 mg/l of total nitrogen for all samples, when the temperature of the discharge to the biological reactor is greater than or equal to 12°C. As a substitute for the condition concerning the temperature, it is possible to apply a limited time of operation, which takes into account the regional climatic conditions.

TECHNIQUES THAT CAN BE USED TO MEET THE REGULATIONS OF THE DIRECTIVE

→ Traditional intensive techniques

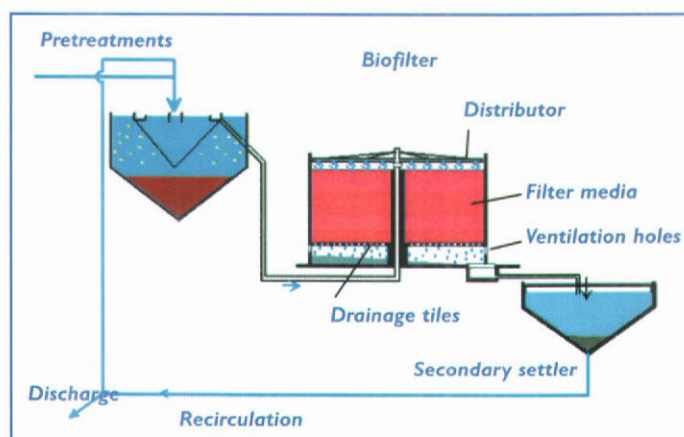
The most developed techniques at the level of the urban treatment plants are intensive biological processes. The principle with these processes is to operate on a reduced surface area and to intensify the phenomena of the transformation and destruction of organic matter that can be observed naturally.

Three main types of processes are used:

- biological filters and rotating biological contactors;
- activated sludge;
- enhanced biological filtering or biofiltering techniques.

▲ Biological Filters

The operating principle of a biological filter [also called biofilter, trickling filter or bacteria bed] consists in running waste water that has been previously settled through a bed of porous stone or open plastic material that serves as a support for purifying micro-organisms (bacteria) (see the drawing below).



Aeration is carried out either by natural aspiration or by forced ventilation. It is a question of supplying the oxygen that is necessary for maintaining aerobic bacteria in proper working order. The polluting matter contained in the water and the oxygen in the air are diffused, through the biological film, and assimilated by micro-organisms. The biological film has aerobic bacteria on the surface and anaerobic bacteria near the support media. By-products and carbon dioxide produced by purification are disposed of in gaseous and liquid fluids (Satin M., Belmi S, 1999).

Figure 1: Synoptic of a treatment plant with a biological filter (according to a Cartel internet site - <http://www.oieau.fr/> service guide section)

Table 3: Design criteria for bacteria beds are as follows (FNDAE technical document n°22):

Discharge objective	Type of media	Maximum organic load (kg BOD ₅ /m ³ .d)	Minimum media height (m)	Minimum hydraulic load (m/h)	Minimum recirculation rate
≤ 35 mg DBO ₅ /l	Stone	0,7	2,5	1	2
	Plastic	0,7	4	2,2	2
≤ 25 mg DBO ₅ /l	Stone	0,4	2,5	0,7	2,5
	Plastic	0,4	5	1,8	2,5

▲ Rotating Biological Contactors (also called Biodisks)

Another technique that makes use of fixed cultures consists of rotating biological disks (see the diagrams below). These are called Rotating Biological Contactors (RBCs) or Biodisks.

Micro-organisms develop and form a purifying biological film on the surface of the disks. As the disks are partially-immersed, their rotation allows the fixed biomass film to be oxygenated.

With this type of installation, the following are necessary:

- ➔ the mechanical reliability of the frame (gradual starting of the drive, support properly attached to the axis);
- ➔ the sizing of the surface of the disks (this must be made with large safety margins).

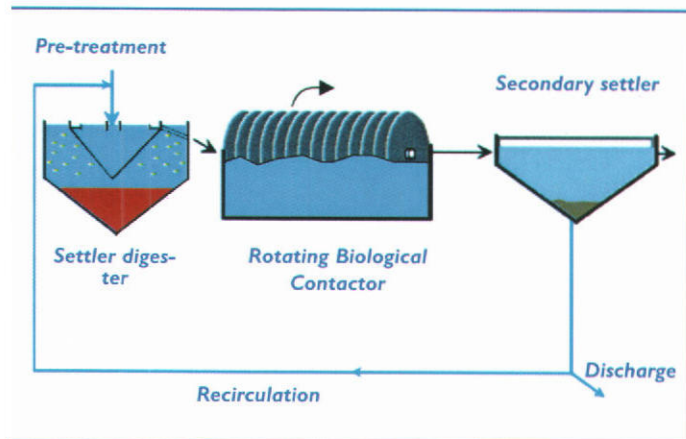


Figure 2: Synoptic of a treatment plant with an RBC (according to a Cartel internet site - <http://www.oieau.fr/> service guide section)

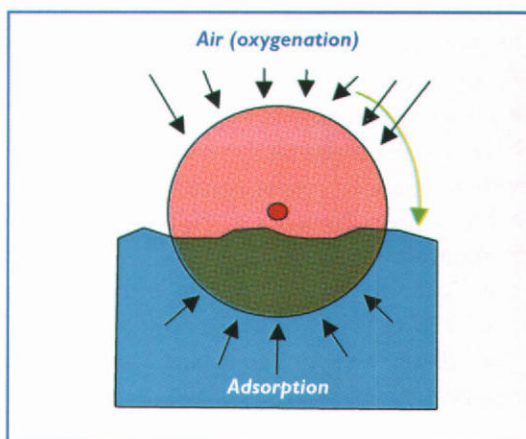


Figure 3: Diagram of the principle of an RBC.

Table 4: Design criteria of the RBC are as follows FNDAE technical document n°22):

Discharge objective	Organic load to be applied (after primary settlement)
≤ 35 mg BOD ₅ /l	9 g BOD ₅ /m ² .j
≤ 25 mg BOD ₅ /l	7 g BOD ₅ /m ² .j

For a typical approach with 1000 p.e. and by applying an organic load of 9 g BOD₅/m².d, the effective developed surface is 3,900 m².

Other fixed film culture processes, such as high intensity "biofilters" that these of fig. 1, are better adapted to the largest communities that have large human and technical means and suffer from very high demand in land. Consequently, they will not be detailed in this guide.

▲ Activated sludge - Extended aeration

The principle of activated sludge is based upon intensification of the self-purification processes that are found in nature (see the drawing below).

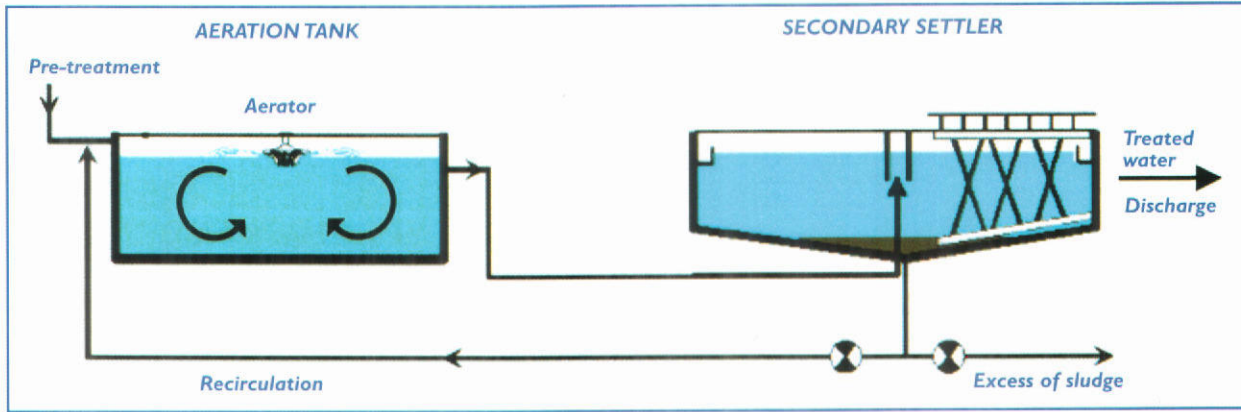


Figure 4: Diagram of activated sludge system – extended aeration
(according to a Cartel internet site - <http://www.oieau.fr/> service guide section)

The "activated sludge" process consists of mixing and stirring raw sewage with recycled activated sludge, which is bacteriologically very active. Aerobic degradation of the pollution takes place by thoroughly mixing the purifying micro-organisms and the influent to be treated. Then, the "purified water" and "purifying sludge" phases are separated (Agences de l'Eau, 1999).

A treatment plant of this type includes the following steps:

- preliminary and, sometimes, primary treatment;
- activation basin (or aeration basin);
- the secondary settlement tank where a part of the sludge is re-cycled;
- disposal of treated water;
- the digestion of excess sludge coming from the settlement tanks.

The design of the aeration tank is as follows (FNDAE technical document n°22):

- Mass load: $< 0.1 \text{ kg BOD}_5/\text{kg MLVSS}\cdot\text{d}$;
- Flow rate per volume: $< 0.35 \text{ kg BOD}_5/\text{m}^3\cdot\text{d}$;
- Sludge concentration: 4 to 5 g MLVSS/l;
- Retention time: approximately 24 hours (extended aeration);
- O₂ demand: about 1.8 kg O₂/kg BOD₅ eliminated;
- Mixing power:
 - 30 to 40 W/m³ for surface aerators of the turbine type;
 - 3 to 10 W/m³ for the mixers;
 - 10-20 W/m³ for fine bubble aeration systems.

Treatment by activated sludge with an extended aeration time allows 95 % of the BOD₅ to be removed.

▲ Advantages and drawbacks of the different intensive approaches

Table 5: Advantages and drawbacks of intensive approaches
(according to the Cartel internet site - <http://www.oieau.fr/> service guide section)

Filière	Advantages	Drawbacks
Biological filters and RBCs (Biodisks)	<ul style="list-style-type: none"> • low energy consumption; • simple operation requiring less maintenance and monitoring than the activated sludge technique; • good settling characteristics of the sludge; • lower sensitivity to load variations and toxins than activated sludge; • generally adapted to small communities; • resistance to cold (the disks are always protected by hoods or a small chamber). 	<ul style="list-style-type: none"> • performance is generally lower than with an activated sludge technique. This is mostly due to former design practices. A more realistic dimensioning should allow satisfactory qualities of treated water to be reached; • rather high capital costs (can be greater by about 20% compared to activated sludge); • requires effective pre-treatment; • sensitivity to clogging; • large-size structures if requirements for removing nitrogen are imposed.
Activated sludge	<ul style="list-style-type: none"> • adapted to any size of community (except very small ones); • good elimination of all the pollution parameters (SS, COD, BOD5, N by nitrification and denitrification); • adapted to the protection of sensitive receiving areas; • partially-stabilised sludge (see glossary); • easy to implement simultaneous dephosphatation. 	<ul style="list-style-type: none"> • relatively high capital costs; • high energy consumption; • requires skilled personnel and regular monitoring; • sensitivity to hydraulic overloads; • the settling property of sludge is not always easy to control; • high production of sludge that must be thickened.

Note: The low microbiological reduction achieved in the output from intensive systems (reduced by a coefficient between 10 and 100, compared with 1,000 to 10,000 for extensive lagoons and filters), could cause problems in the case of re-use of the water at a short distance downstream (drinking, irrigation, bathing, shellfish, etc.). It is sometimes necessary to consider an extensive approach or to use such a technique as a final tertiary treatment (see the decision tree structure on page 36) even for important equipment (several thousands of p.e.).

The advantages of these techniques are such that they are very successful with all types of agglomerations. Another plus, in particular for activated sludge, is that there is a lot of in-depth research done by the large water research groups and it is easy to obtain detailed publications concerning their design and innovations that allow the output of particular parameters to be improved. Nevertheless biological filters and RBCs remain, if the previously mentioned design rules are respected, techniques that are particularly adapted to small agglomerations, because they have much lower operating costs:

- ➔ much lower energy consumption (up to five times less compared to activated sludge),
- ➔ and requires less staff to operate this type of rural plant.

These techniques can be used in combination with extensive approaches. In particular, plants made up of a biological filters and RBCs, followed by a tertiary lagoon, can allow discharges of excellent quality to be obtained (elimination of nutrients, high reduction in pathogenic organisms).

We will not cover intensive approaches in any more detail in this guide. On the other hand we will try to describe the less well-known techniques such as extensive purifying techniques.

Furthermore, this guide covers treatment for the agglomerations connected and industrial factories: we will not cover the techniques that are specific to on-site (stand-alone) treatment (septic tanks with subsoil or sand filters, cesspool, etc.).

→ Lower intensity techniques

▲ The techniques to be developed

The techniques that are called extensive that we are going to describe in more detail in this guide are processes that carry out the purification using fixed film cultures on small media or suspended growth cultures which use solar energy to produce oxygen by photosynthesis. It is possible to operate this type of facility without electricity, except for aerated lagooning for which an energy supply is required in order to power the aerators or air blowers.

These techniques can also be distinguished from previously mentioned techniques by the fact that the applied surface loads remain very low.

These techniques have been developed in different countries for communities that are, in general, less than 500 p.e. This is the case, in particular, in France with natural lagoons, in Bavaria with a type of natural lagooning with a design that is quite different from those found in France or those in the United Kingdom with horizontal flow reed bed filters (constructed wetlands).

The distribution of these techniques to agglomerations that exceed 500 p.e. can be considered a possibility, taking specific precautions that we will describe.

The purpose of this guide is therefore to give an impetus to this distribution and to contribute to demonstrating that extensive techniques do have their place in allowing the regulations of the "Urban Waste Water" directive to be complied with.

After describing the major operating principles of fixed film cultures and of suspended growth cultures, we will give details on the techniques according to the following plan:

- Fixed film cultures:
 - Infiltration-percolation;
 - Vertical flow reed bed filter;
 - Horizontal flow reed bed filter.
- Suspended growth cultures:
 - Natural lagooning;
 - Macrophyte lagooning;
 - Aerated lagooning.
- Hybrid systems.

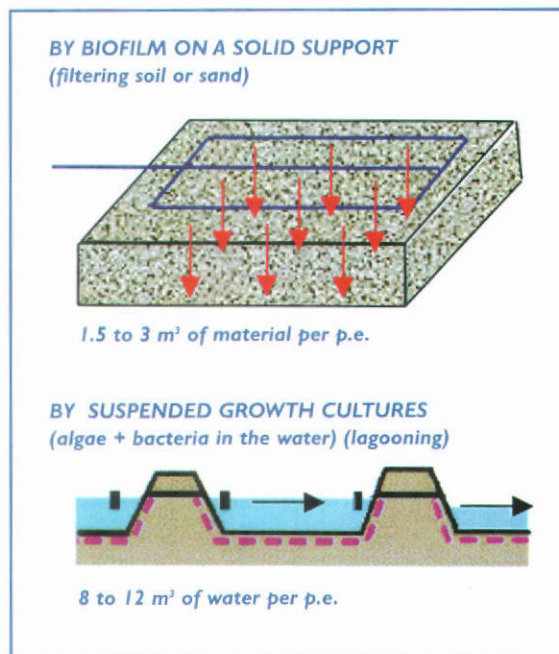


Figure 5:
Lower intensity "natural" purification of waste water

Treatment and the role of plants in constructed wetlands

Purification systems by constructed wetlands reproduce the purification processes of natural ecosystems (Wetzel, 1993). The great degree of heterogeneity and diversity of plants, soils and types of water flow make a wide variety of methods possible:

- systems that flow below the ground surface (vertical or horizontal flow reed bed filters);
- free water surface flow systems (see natural lagooning);
- more rarely, irrigation of planted systems (with willows for example), of woods with frequent cutting, in order to complete the treatment by a final filtering.

For all of the constructed wetlands, the following different treatment mechanisms can be found:

Physical mechanisms:

- filtering through porous areas and root systems (see mechanisms in fixed film cultures);
- sedimentation of SS and of colloids in lagoons or marshes (see suspended growth culture mechanisms),

Chemical mechanisms

- precipitation of insoluble compounds or co-precipitation with insoluble compounds (N, P).
- adsorption on the substrate, according to the characteristics of the support that is set up, or by plants (N, P, metals);
- decomposition by UV radiation phenomena (virus and bacteria), oxidation and reduction (metals).

Biological mechanisms

- Biological mechanisms, due to fixed film or free bacterial development, allow the degradation of organic matter, nitrification in aerobic zones and denitrification (see glossary) in anaerobic zones. For free water surface systems, biological purification takes place via aerobic processes near the water surface and sometimes anaerobic process near the deeper deposits. The development of attached algae or in suspension in the water (phytoplankton) supplies via photosynthesis the oxygen that is needed by aerobic purifying bacteria and fixes a part of the nutrients ("lagooning" effect).

LOWER INTENSITY PROCESSES: TECHNICAL INFORMATION

Fixed film cultures on small media ←

Operation: mechanisms that come into play

Purification processes with fixed film cultures on small media consist in running the water to be treated through several independent beds/units.

The two main mechanisms are:

- **Superficial filtering:** suspended solids (SS) are removed at the surface of the filter bed and, with them, a part of the organic pollution (particulate COD);
- **Oxidation:** the granular area makes up a biological reactor, a special large surface area support. **Aerobic bacteria** responsible for the oxidation of dissolved pollution (ammoniacal nitrogen, organic and dissolved COD) attach themselves to the support media and continue their development.

Aeration is supplied by:

- convection using the movement of water surface;
- diffusion of oxygen from the surface of the filters and aeration channels, through the porous media.

Oxidation of the organic matter is accompanied by bacterial development, which must be regulated in order to avoid internal biological clogging of the filter media and the occasional loosening of the biomass which is inevitable once the applied loads are large. Self-adjustment of the biomass is obtained thanks to the setting up of several independent beds that are alternately fed. During the inoperative phases (or while not being fed), the development of bacteria in the "food scarcity" situation is much reduced by predation, doging, etc. These inoperative phases must not last too long so that the purifying processes can quickly restart, once the new feeding phase starts. Most frequently, the "fixed film cultures on a small support media" approaches are designed on the basis of 3 beds that are fed during 3 to 4 consecutive days.

The controlled management of bacterial development avoids having to set up a specific system for separating water + sludge. Structures with fixed film cultures on a small support media are designed without settlement.

The **distribution device** for the infiltration units must provide uniform distribution of the influent (so as to make use of the entire surface area available) and the homogeneity of the unitary hydraulic loads (see glossary). The feeding may take place by temporary submersion (or by sprinkling) using a reservoir, which is emptied at high discharge rates by various means (siphons, pumps, etc.). These sequenced supplies also allow the maintaining of a high concentration of oxygen in the filter by the diffusion of air between two releases.

The **filter bed** is generally made up of sand, whether it is sand especially brought in or dune sand if already in place. The sand must meet a few precise characteristics with the aim of finding a balance between the risk of clogging (sand where it is too fine) and a flow through which is too fast (sand particles that are too big). The sand, characteristics which are shown below should offer the best compromise, according to current knowledge (Liénard et al, 2000). It seems wise during the life of these projects to keep within these few limits.

Characteristics of the sands:

- silica sand;
- washed sand;
- d_{10} between 0.25 mm and 0.40 mm;
- UC [degree of uniformity, (see glossary)] between 3 and 6;
- fines content less than 3 % in fines.

Infiltration-percolation through sand

Operating principles

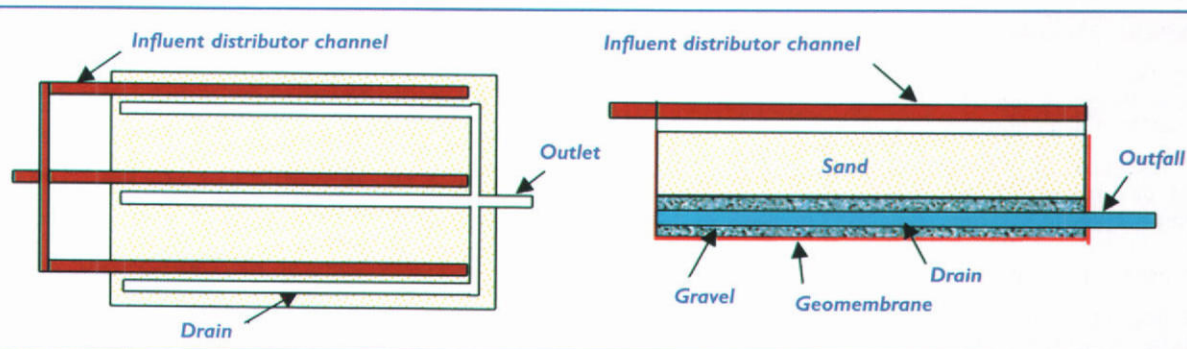


Figure 6: Watertight and drained infiltration-percolation (Agences de l'Eau, 1993)

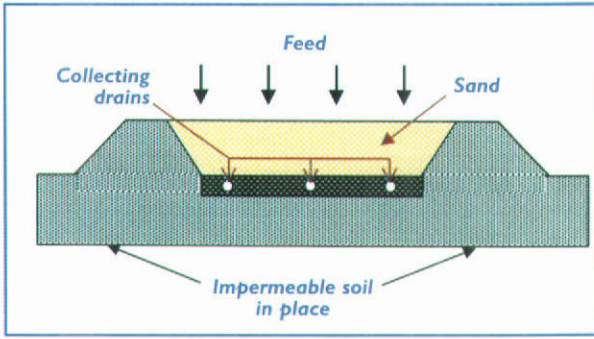


Figure 7: Drained system with impermeable soil in place (Agences de l'Eau, 1993)

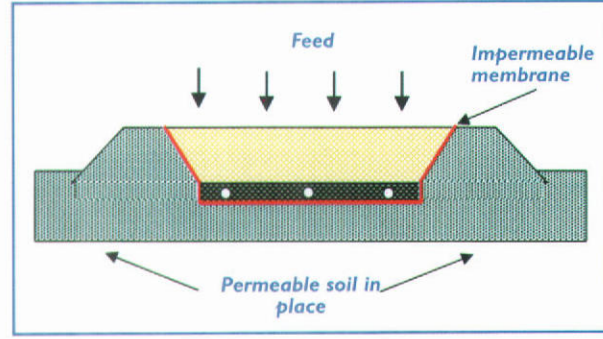


Figure 8: Drained system with a draining bed made leak-proof via an impermeable membrane (Agences de l'Eau, 1993)

Infiltration-percolation of waste water is a treatment process by aerobic biological filtering through a fine granular medium. Water is successively distributed over several infiltration units. Hydraulic loads are several hundred litres per square meter of filter bed per day. The water to be treated is evenly distributed on the surface of the filter, which is not enclosed. The distribution area for the water is maintained in the open air and is visible.

Another interesting variant of purification by the soil is made up of buried vertical or horizontal sand filters. These techniques that are used, above all, for situations involving autonomous treatment remain interesting for grouped autonomous treatment concerning a few hundred population equivalents. For a buried vertical flow sand filter, a design sizing of 3.5 m² / p.e. is necessary and a low pressure feed is recommended.

Basis for sizing

A plant, in which infiltration-percolation is the main method of wastewater treatment, must contain: pre-treatment a settling system (for those agglomerations of a few hundred population equivalents, a large septic tank may be used) a storage tank, a distribution splitter system between the basins, a feeding distributor, filter bed and the return to the water table or discharge.

Infiltration percolation beds through sand must be designed as follows (FNDAE technical document n°22): **Surface = 1.5 m²/p.e. (whether the bed is drained or not)**

Note: drained and buried vertical sand filters can be suitable for the smallest-sized plants (autonomous and grouped autonomous which require a surface of 3,5 m²/p.e. instead of 1.5 m²/p.e. for open-air filtering.



Determining the thickness

When bacterial removal is not one of the objectives of the plant, a filter bed thickness of 80 cm is sufficient.

In the case where infiltration-percolation has the elimination of pathogenic bacteria as an additional function, the thickness of the filter bed depends on the expected level of decontamination. The graph below provides the relationship between the reduction in faecal coliforms according to hydraulic load (h) and the thickness in the vertical sand filter (Etude Inter Agences n°9, 1993).

If the bed is in natural sand, the relationship between its thickness and decontamination is more difficult to obtain, and it is preferable to call upon laboratories in order to properly characterise the sand in question and its bacterial removal capacities

The number of units is a function of:

- ➔ the total surface area of the filter bed;
- ➔ the maximum surface of the infiltration unit compatible with an even spreading of the effluent on the very unit.

Implementation

The walls of the ditches must be vertical if possible so that, at all points along the sand filter, the vertical path of the water is sand equal to the thickness of the bed.

The height of the freeboard above the infiltration area must be around 30 cm. Safety overflow arrangements must be installed, in order to handle emergencies and dispose of the excess flow either into a receiving medium, or into other underloaded basins.

The slopes forming the sides of the basins can be protected by concrete slabs, tarred sheet piles, air-placed concrete or even vegetation.

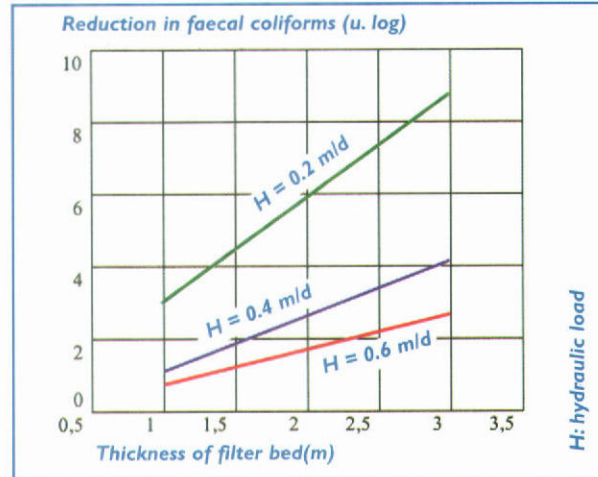


Figure 9: Reduction in faecal coliforms according to hydraulic load (H in m/d) and thickness of the filter bed

Operation

Table 6: Operation of an infiltration-percolation plant

Tasks	Observations
Normal maintenance (every 3 to 4 days)	<ul style="list-style-type: none"> • Valve operation; • cleaning of the grid; • observation of the degree of clogging of the surface of the infiltration units, and sometimes of the height of the water in the infiltration area; • drainage time for the wastewater doses; • in non-gravity plants, observation of pump flow; • keep a maintenance log that notes all the tasks carried out, flow measurements (flow meter canal, pump operating time), in order to obtain a good knowledge of the flows. This will also allow operating assessments to be produced.
Regular follow-ups Inspections every 2 months	<ul style="list-style-type: none"> • inspection chamber, good water flow, aspect of the effluents; • removal of floating matter (settler-digester), sludge level (anaerobic lagoon or settler digester); • regulating level, maximum water height in the tank, feed devices (siphons, chutes, etc.); • valves or distributing devices; • Undermining and maintenance of levelling of the infiltration area; • plant output (drained systems) and quality of the discharges; • operation of sprinklers and cleaning (every month).
Other maintenance operations	<ul style="list-style-type: none"> • maintenance of electromechanical devices (1 to 2 times / year); • clearing of the earth banks around the bed; • organic accumulation that, at the end of the drying phases, are reduced to chips that can easily be detached from the sand must be raked and disposed of in a refuse collection point according to a periodicity that must be adjusted empirically; renewal of the first 5 to 10 cm of sand every 3-4 years should be scheduled; • empty the sludge from the settler-digester (once or twice / year) or settling lagoons (once or twice / year) or alternatively from the septic tanks (once / 3 to 4 years); • regular analyses of the nitrogen content in the discharge which gives an indication of the good condition of the equipment *.

* A vertical flow filter that is operated in an optimal manner produces nitrates and any decrease of concentration at its outlet (on a weekly or monthly scale) reflects a lack of oxygen therefore a degradation in the treatment. This follow-up can easily be carried out using test paper.

Performances

Excellent reduction results (in concentration) are obtained with this system:

- BOD₅ less than 25mg/l;
- COD less than 90mg/l;
- SS less than 30mg/l;
- Virtually complete nitrification;
- Denitrification is limited with this type of installation. In its "autonomous purification" version, purification by the soil can allow a certain quantity of nitrogen to be eliminated. A study carried out within the Direction Départementale des Affaires Sanitaires and Sociales of Loire-Atlantique in 1993 demonstrated that it is possible to eliminate 40% of the nitrogen (sometimes even more) using a vertical flow sand filter. This reduction can reach 50% if a horizontal flow sand filter is used (Cluzel F, 1993);
- Phosphorus: high reduction during 3-4 years (60-70%), then less and then negative after 8-10 years (Duchemin J, 1994);
- Possibility of eliminating bacterial faecal contamination provided there is a sufficient material height and hydraulic operation without preferential flow (1000 times with 1 m of thickness).

Technical advantages

- excellent results on BOD₅, COD, SS ;
- high-level nitrification ;
- surface area needed is much less than with natural lagooning ;
- an interesting capacity for disinfection.

Technical drawbacks

- requires an effective primary settling tank;
- the risk of clogging must be managed (hence the importance of the use of a "washed" sand with good sizing);
- requires great quantities of sand to be available, which could lead to high capital cost if none is available nearby;
- adaptation limited to hydraulic surcharges.

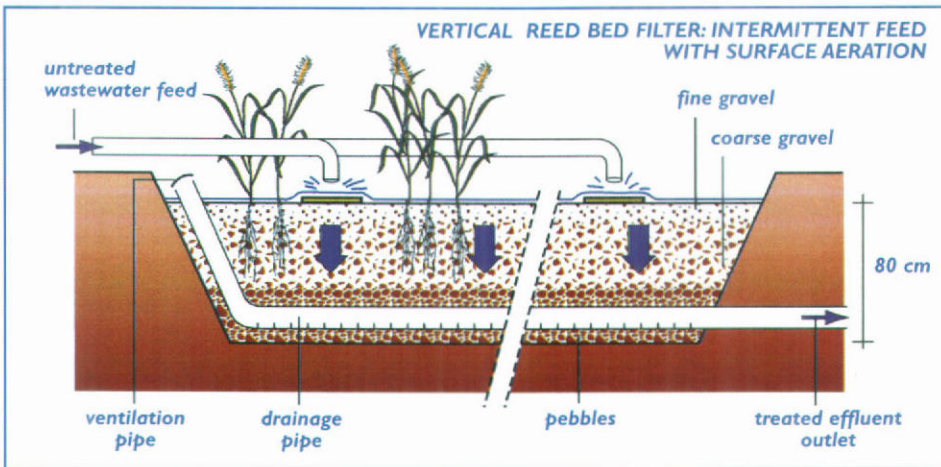
▼ Vertical flow reed bed filters

Operating principle

The filters are excavations made to be impermeable, filled with successive layers of gravel or sand with a grading that varies according to the quality of the wastewater to be treated.

As opposed to the previously mentioned infiltration-percolation, the raw influent is distributed directly, **without prior settling**, onto the surface of the filter. During flow through it is subject to a physical (filtering), chemical (adsorption, complexing, etc.) and biological (biomass attached to small media) treatment. The treated water is drained. The filters are fed with raw sewage by tanker-loads. Within the same plant, the filtering surface is separated into several units which makes it possible to establish periods of treatment and inactivity.

The purifying principle lies in the development of an aerobic biomass attached to a reconstituted soil (see: chapter on stationary cultures on a thin support). Oxygen is supplied by convection and diffusion. The oxygen yield by the plant roots and rhizomes is, here, negligible in relation to the needs (Armstrong; 1979).



This approach is made up of:

- A bar screen;
- a first stage of vertical flow reed bed filters;
- a second stage of vertical reed bed filters.

Figure 10: principle of vertical flow reed bed filters (source: CEMAGREF)

Basis for design

The design of the vertical filters was established empirically by defining the acceptable daily limits for organic surface loads (20 to $25 \text{ g BOD}_5 \text{ m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ of the total cultivated surface).

The first stage is designed to receive about $40 \text{ g BOD}_5 \text{ m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ thus representing 60 % of the total surface, or about $1.2 \text{ m}^2/\text{p.e.}$ When the sewer network is combined or partially-combined, the design of the first stage is increased to $1.5 \text{ m}^2/\text{p.e.}$ (Agence de l'eau, 1999). This stage is divided into a number of filters which are multiples of 3, which allows rest periods for 2/3 of the time.

The surface of the second stage is generally 40 % of the total surface area or about $0.8 \text{ m}^2/\text{p.e.}$ At this stage, the necessary rest period is equal to that of operation, thus requiring the setting up of a number of filters which are multiples of 2 and equal to 2/3 of the number of filters used for the first stage (see diagram below).

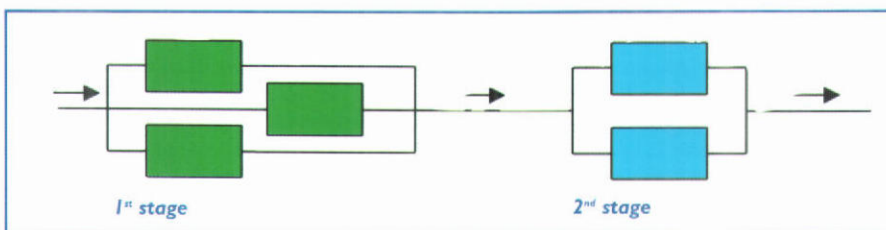


Figure 11: Design diagram for the first and second stages

Implementation

Feed

The flow of raw sewage (over the short dosing period) onto the 1st stage must be greater than the infiltration speed in order to correctly distribute the sewage over the whole bed surface. The deposits that accumulate on the surface contribute to reduce the intrinsic permeability (see glossary) of the media and thus improve the distribution of the sewage. Plants limit surface clogging, since the stems pierce the accumulated deposits. Water is distributed at several points.

Media

The media for the first stage is made up of several layers of gravel. The active layer is gravel that has a grading of 2 – 8 mm, with a thickness of about 40 cm. The lower layers are of intermediate grading (10–20 mm) a 20 – 40 mm draining layer of gravel.

The second stage refines the treatment. The risk of clogging is less. It is made up of a layer of sand (see infiltration-percolation) of a thickness of at least 30 cm.

Drainage

The 20 – 40 mm lower layer of gravel ensures draining of the effluent. Drains made out of plastic pipes, which are rigid and equipped with wide slits, are preferably used since they are less sensitive to clogging. Each drain is connected to an aeration pipe.

Planting

Theoretically, several plant species can be used (*Scirpus* spp, *Typha*...), but reeds (of the *Phragmites australis* type), because of their resistance to the conditions encountered (long submerged period for the filter, dry periods, high rate of organic matter), and the rapid growth of the tangle of roots and rhizomes, are the most often used in temperate climates (Brix, 1987). The planting density is 4 plants/m².

Design

Choice of land

The constraints for the site are as follows:

- **Land availability:** The surface area involved for this process sometimes makes it impossible to set up these systems in average-sized agglomerations where land is at a premium.
- **Slope:** A difference in level of about 3 to 4 meters between the upstream and downstream points makes it possible to feed the filters by gravity (using siphons that do not require any type of energy supply). For communities that are sized near 3,000 / 4,000 p.e., the use of pumps may become necessary.

Operation

Maintaining these systems does not have any particular requirements, but it needs regular and frequent checks by the operator.

Table 7: Operation of vertical flow filters

Tasks	Frequency	Observations
Weeding	the 1 st year	• Manual weeding of self-propagating plants (Kadlec et al,2000). Once predominance is established, this operation is no longer necessary.
Cutting	1 / year (autumn)	• Cutting down and disposal of reeds. Disposing of them stops them accumulating on the surface of the filters. With a view to reducing this maintenance time, reeds can sometimes be burned if the waterproofing does not use a geomembrane, and if the feed pipes are made of cast iron (Liénard et al, 1994).
Regular maintenance and follow-up	1 / quarter 1 / week	• Clean the feeding siphon at the first stage by pressure washing. • Periodic analyses of nitrates in the effluent will indicate the health of the plants*.
Regular maintenance	1 to 2/ week 1 / week 2 / week	• Clean the bar screen. • Regularly check the correct operation of the electromagnetic devices and detect breakdowns as quickly as possible. • Changing the valves
Other maintenance operations	Each visit	• Keep a maintenance log noting all the tasks carried out, flow measurements (flow meter canal, operating time of the pumps), to obtain good understanding of the flow. This also allows operating assessments to be produced.

* A vertical flow reed bed filter operating in an optimal manner produces nitrates and any lowering of the concentration at its outlet (on a weekly or monthly scale) reflects a lack of oxygen, therefore a lowering of the standard in the treatment. This follow-up can easily be carried out using test paper.

Performance

- BOD₅: ≤ 25 mg/l
- COD: ≤ 90 mg/l
- SS: ≤ 30 mg/l
- KjN: ≤ 10 mg/l in general with peaks that do not exceed 20 mg/l
- Phosphorus: Reduction is normally low (depends on the adsorption capacity of the substrate and on the age of the plant)
- Pathogenic bacteria: (reduced by 10 to 100 fold).

Technical advantages

- Easy to operate and low operating cost. No energy consumption if the topography makes this possible;
- Possibility of treating raw domestic sewage;
- Sludge management is reduced to a minimum;
- Adapts well to seasonal variations in population(eg. Holiday sites, camping and caravan sites, remote hotels).

Technical drawbacks

- Regular operation, annual cutting of the exposed portion of the reeds, manual weeding before predominance of reeds;
- Using this approach for capacities greater than 2,000 p.e. remains marginal for reasons of controlling costs and hydraulics compared with traditional approaches. A design for larger sizes can only be considered after serious considerations over the adaptation of the basis of design and the conditions to be fulfilled in order to ensure control of hydraulics;
- Risk of presence of insects or rodents.



▼ Horizontal flow reed bed filters

Operating principle

In horizontal flow reed bed filters, the filter pack is almost totally saturated with water. The effluent is spread out over the entire inlet horizontal cross-section of the bed by a distributor system located at one end of the bed; it then flows in a direction that is practically horizontal through substrate. Most of the time, feeding takes place continuously since the supplied organic load is low.

Removal takes place via a drain positioned at the opposite end of the bed, at the bottom and buried in a trench of draining stones. This pipe is connected to a siphon which allows the height of the overflow to be adjusted, and thus the level of the water in the bed, in such a way that it is saturated during the feeding period. The water level must be maintained at approximately 5 cm under the surface of the material. In fact, water must not circulate above the surface, so as to avoid short-circuiting of treatment; therefore there is no free water surface and no risk of insect proliferation.

Design

To define the necessary surface area, the empirical values below provide the expected purification results (Vymazal et al, 1998):

- For initial concentrations of around 150 to 300 mg.l⁻¹ of BOD₅, the planted surfaces are around **5 m²/p.e. in secondary treatment, which corresponds to kBOD₅ = 0.1 m/d**;
- For concentrations between 300 and 600 mg.l⁻¹ of BOD₅, **concentrations which better represent those of current urban wastewater** it seems preferable to opt for the Danish method which consists in dimensioning the filter at **10 m²/p.e.**;
- For treating effluents from storm sewage overflows (Cooper, 1996) the surface needed is **0.5 m²/p.e.**

The **filter section** must be defined by a technical expert. It is a function of the initial permeability of the chosen material (1 to 3.10⁻³ m .s⁻¹).

The **depth of the filter** will be equal to the maximum penetration depth of the roots. This depth is 60 cm for Phragmites (Marsteiner, 1996).

The hypothesis of a notable improvement in initial hydraulic conductivity, following intense root development of the reeds, in density as well as in depth, has not been confirmed (Boon, 1986). In fact, the increase in hydraulic conductivity thanks to root development is partially compensated by the accumulation of SS and of organic matter (Cooper, 1996). It is therefore important that the chosen support has a permeability of 1 to 3.10⁻³ m.s⁻¹. Most soils must therefore be excluded and gravel used instead.

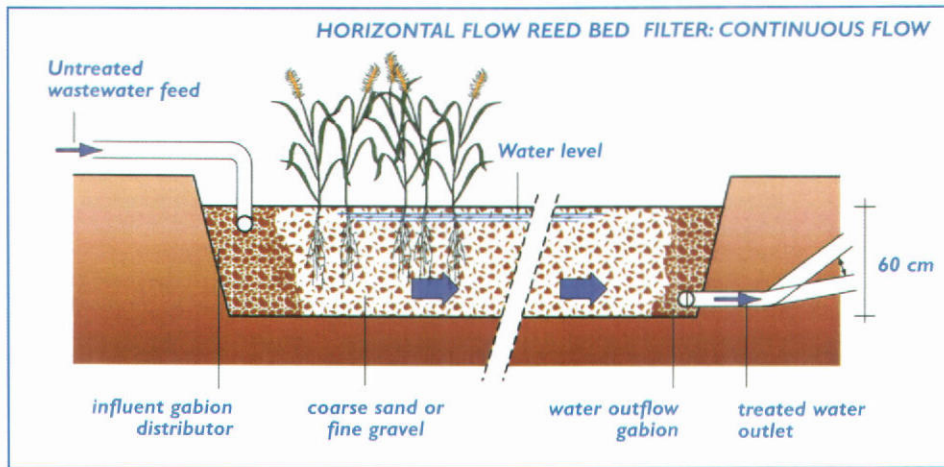


Figure 12: side view of a horizontal flow reed bed bed (Source: Cooper, 1993)

Implementation

Partitioning

For designs greater than 500 m², a partitioning into several units of reduced size will facilitate maintenance and improve hydraulic separation.

Slope

The bed surface is flat. The slope at the bottom of the bed must allow the filter to be completely emptied. The bottom slope must not however provoke the drying out of the roots at the output level. A variation in the bed depth equal to 10 % of the height of the material at the input area is enough (Kadlec, R.H. et al, 2000).

Materials

At the outset, the process was developed using the existing soil, while endeavouring to attain, in the long run, a hydraulic conductivity of 3.10⁻³ m s⁻¹. A large number of filters were built according to hypothesis that hydraulic conductivity would increase with root development.

Following some bad experiences, it is now recommended to use washed gravel, with different degrees of grading according to the quality of the incoming water (3-6, 5-10, 6-12 mm) (Vymazal, 1998).

Plants

The most widely used variety is the Phragmites australis reed because of its rapid growth, its root development and its resistance to soil saturation conditions. Planting can take place using seeds, young shoots or rhizomes with a density of about 4 per m².

Design

Choice of land

The constraints concerning the site are as follows:

- Large land space needed;
- Topography: A difference in level of a 1 meter between the feeding point of the plant and downstream point makes it possible to feed the filters by gravity. The required difference in level is not very much because of the horizontal flow.
- Soil characteristics at the bottom of the filter: if the soil is clay-like, natural waterproofing can be reached by simple compaction (required conductivity of 1.10-8m.s-1). Failing this, the installation of a waterproof geomembrane is necessary.

Operation

Maintaining these systems does not have any particular requirements, but needs the operator to come and inspect the equipment regularly and frequently. For the population range that we are interested in, one must nevertheless think about the maintenance of primary settlement structures (removal of sludge) and of the biological treatment stage in the case where the reed bed filter is for tertiary treatment.

Tableau n°8 : Exploitation des filtres plantés à écoulement horizontal

Tasks	Frequency	Observations
Maintenance of pre-treatment structures	1 / week	The aim is to ensure their proper operation and that they do not discharge too many SS which could cause clogging.
Adjustment of output level	1 / week	Regular adjusting of the output water level makes it possible to avoid surface runoff. For large plants (> 500 m ³ d-1), verifying the output level could require daily inspection. The hydraulic aspect with this type of process is a key item. The correct distribution of the effluent in the filter should be checked. Cleaning the feed distribution device should be incorporated into the design.
Vegetation Weeding	1 st year	During the first year (and even during the second) it is preferable to weed the self-propagating plants manually so as not to hinder reed development (Kadlec R.H. et al, 2000). This operation can also be carried out by slightly immersing the surface of the filter (10 cm) to the detriment of purification output (Cooper, 1996). Once predominance of reeds is established, this operation is no longer necessary.
Cutting	not necessary	The absence of surface runoff makes it possible to avoid cutting. Dead plants do not hinder in any way the hydraulics of the filters and furthermore allow the filter to be thermally insulated.
Other maintenance operations	Each visit	Keep a maintenance log with all the tasks that are carried out and the flow measurements (flow meter canal, pump operating time), so as to obtain good understanding of the flows. This also allows operating assessments to be produced.

Performance

In terms of performance for BOD₅, for incoming concentrations varying from 50 to 200 mg/l, and for a sizing of 3 to 5 m²/p.e., flow systems of the horizontal type and lined with gravel result in reductions of about 70 to 90 %. These concentrations are however too low to be considered as representative of urban waste water and it seems more prudent to follow the Danish example.

In fact, 80 Danish sites, sized at about 10 m²/p.e., achieve removals of approximately 86 % for BOD₅ and SS, 37 % for total nitrogen, and 27 % on for total phosphorus (Cooper, 1996).

Generally speaking, in secondary treatment, nitrification is limited but denitrification is very good.

The removal of phosphorus depends of the type of soil used, but remains relatively low.

Technical advantages

- Low energy consumption;
- No highly-qualified personnel needed for maintenance;
- Does not need significant slope for gravity feeding (< 1 m);
- Reacts well to variations in load.

Technical drawbacks

- A lot of ground area is needed (as for natural lagoons);
- A plant for sizes of about 4,000 p.e. can only be considered if serious thought is given to the design parameters in particular the controlling hydraulics.

→ Suspended growth cultures

▲ Operation: design principles

The purification process using "suspended growth cultures" relies on the development of bacterial cultures, mainly of the aerobic type. Oxygen comes from many sources depending on to the approaches taken.

The bacterial culture is separated from the treated water by a sedimentation structure, most often, specifically clarifier, settling lagoon, etc..

▲ Natural lagoons (stabilisation ponds)

Operating principle

Purification is ensured thanks to a long retention time, in several watertight basins placed in series. The number of basins most commonly used is 3. However, using a configuration with 4 or even 6 basins makes more thorough disinfection possible.

The basic mechanism on which natural lagooning relies is photosynthesis. The upper water segment in the basins is exposed to light. This allows the development of algae which produce the oxygen that is required for the development and maintenance of aerobic bacteria. These bacteria are responsible for the decomposition of the organic matter. Carbon dioxide produced by the bacteria, as well as mineral salts contained in the waste water, allows the planktonic algae to multiply. Therefore, there is a proliferation of two interdependent populations: bacteria and algae, also called "microphytes". This cycle is self-maintained as long as the system receives solar energy and organic matter.

At the bottom of the basin, where light does not penetrate, there are anaerobic bacteria which break down the sludge produced from the settling of organic matter. Carbon dioxide and methane are released from this level.

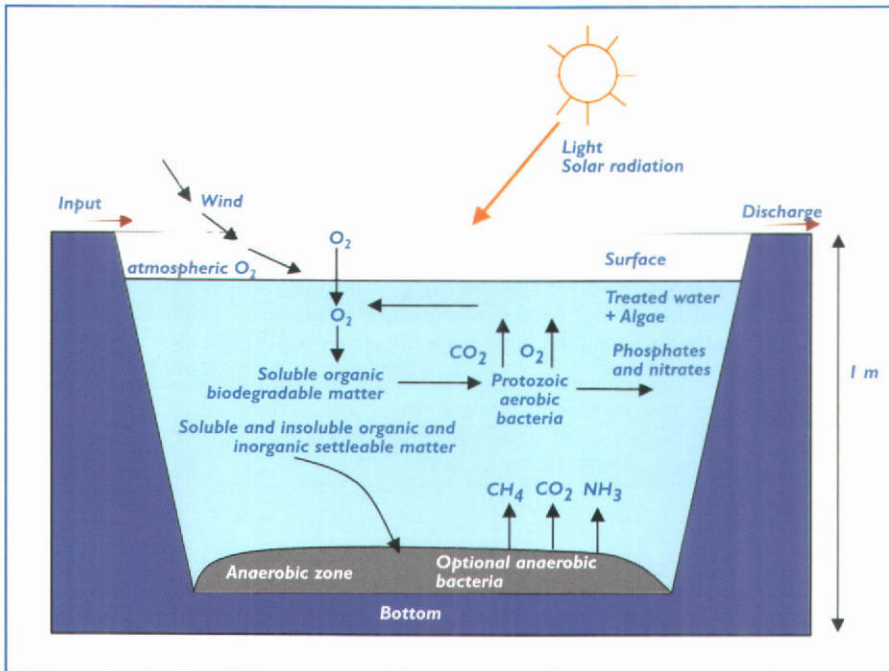


Figure 13: Mechanisms found in natural lagoon basins (according to Agences Financières de Bassin, CTGREF, 1979)

Basis for design

Natural lagooning is made up of, most often, of several watertight basins or "microphyte lagoons", operating in series.

Number of lagoons

A plant with three lagoons is common and makes it possible to ensure a good level of operating reliability for the removal of organic matter. The highest possible performance levels, as far as disinfection is concerned, are only reached with larger-sized partitioning (up to six lagoons in series).

The respective roles of each of the different basins is as follows:

- the first allows, above all, a reduction in the polluting load that contains carbon;
- the second allows nitrogen and phosphorus to be reduced;
- the third refines the treatment and makes the system reliable, in case an upstream basin malfunctions, or during maintenance work.

The daily surface load applied is approximately 4.5 g BOD₅ per m² of total surface area, which corresponds to a water body surface area of approximately 10 to 15 m²/p.e. (Vuillot et al, 1987).

The low load applied results in a long residence time in the basins. In the absence of rainwater, the retention time is around 70 days. In hot and dry climates (countries in the south of Europe), the design surface area can be halved, thanks to the temperature which accelerates the biological processes and thanks to evaporation which increases retention time (see Radoux M., Cadelli D., Nemcova M., Ennabili A., Ezzahri J., Ater M., 2000).

For this reason, the volumes to be treated are, at any given instant, completely different from the volumes discharged into the natural environment. So as to ensure proper hydraulic operation of the structures (and to detect possible infiltration from the water table or, inversely, leaks), it is thus important to always be able to compare the upstream and downstream flows by using appropriate devices (flow meters or pump operating times).

Design of the first lagoon

The value of $6 \text{ m}^2 / \text{p.e.}$ is successfully used, which corresponds to a nominal surface load of around $8.3 \text{ g BOD}_5/\text{m}^2$ per day.

For plants with a variable population, and in hot and sunny weather, design can be carried out on the basis of the maximum monthly peak flow.

The shape of the lagoon must not favour bacterial growth at the expense of algae. The balance between the two must be respected so that the oxygen yield remains sufficient. To do this, the best shape of the basin is deeper rather than long and narrow. A length to width (L/l) < 3 ratio is used in France (see the following diagram).

The depth of the basin must make it possible:

- to avoid the growth of higher forms of plant life;
- to obtain maximum penetration of light and oxygenation to the water volume;

The depth of the water in the lagoon must therefore be 1 meter ($\pm 0.2 \text{ m}$). However, in order to facilitate cleaning the sludge deposits that normally develop around the feed point, a settlement zone that is deeper can be built. This zone, that has an additional depth of 1 meter maximum, covers a few dozen m^2 . It must always be accessible from the sides or from an access ramp built for this purpose.

Design of the second and third lagoons

These two basins must be of similar dimensions and the total surface area of the two bodies of water must be equal to $5 \text{ m}^2 / \text{p.e.}$

The depth of the water must be 1 meter ($\pm 0.2 \text{ m}$). The overall shape can vary to a certain extent, in accordance with particular topographical constraints and the planning permission required to obtain proper integration into the landscape.

Pre-treatment of raw sewage

A bar screen must be installed before treatment on large plants. For plants with less than 500 p.e. it is possible to use a mobile floating suction barrier. At the entrance to the first basin, a suction barrier (fat/oil collector) that is submerged 30 to 40 cm makes it possible to retain floating solids.

Space needed

The choice of land depends upon the size of the space that the lagoon system takes up on the ground. The surface area of the lagoons includes the bodies of water as well as the approaches which must be designed to facilitate maintenance. For example, approximately $15 \text{ m}^2/\text{p.e.}$ of total surface area is needed to construct the $4,400 \text{ m}^2$ of basins required to treat the waste water generated by 400 p.e. 0.6 hectare is therefore necessary (see the drawing below).

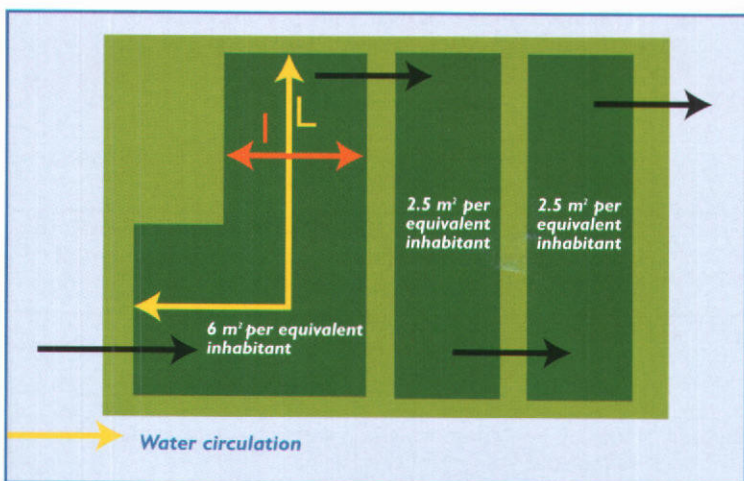


Figure 14: Ground space taken up by natural lagoons (Agence de l'eau Seine-Normandie, CEMAGREF – 1998)

Location

The structure should generally be located at a lowest point, at a position where prevailing winds contribute to aerating the watersurface. But, if more watertight (silt/clay) soils are available at higher positions pumping can be considered.

There must not be any trees closer than 10 metres, since their roots could create preferential paths through the dikes. Furthermore, their leaves could fall into the basins and cause an organic overload as well as a risk of obstructing connecting structures.

The land must be of the clay-silt type. The substratum must absolutely not be karstic or fractured.

Topography

The land must be chosen in such a way that gravity helps the flow down to the receiving area. A spot that would cause a minimum of construction work should be sought out. Finally, land that is too steep must not be used because of the risks of collapsing, erosion and pur off from the catchment areas (a catchment area with too steep a slope would cause a very strong and sudden increase in the flow of rainwater after a storm).

Implementation

Banking up work

The slope of the naturally watertight dikes must have an H/ L relationship of at least 1/2.5 so as to:

- limit the erosive action caused by lapping;
- facilitate regular maintenance;
- allow access to all the basins for the cleaning equipment.

In order to protect against erosion caused by lapping and possible damage caused by rodents, it is useful to turf the bank sides before adding water or to use self-locking slabs or blocks, geogrids, geotextiles or any other material to protect the sides.

Dikes must be built up by successive compactions of 15 to 20 cm layers, so as to ensure homogenous settling all the way to the "heart of the embankment".

Compacting the invert must be carried out after that of the dikes.

Installing a watertight geomembrane is possible but has the disadvantage of increasing the investment capital cost of the structure. In this situation, the slope of the dikes can be greater (up to 1/1.5), the total surface area taken up by the structures will therefore be less.

Siphon pipe arrangements must be provided between basins so as to stop the transmission of hydrocarbons and duckweed.

It is preferable to install a stationary by-pass on each basin in order to facilitate the operations of emptying and cleaning.

The last step in the construction is to quickly fill with clean water the different basins so as to establish the permeability, while avoiding any risk of drying out of the structure, verify watertightness and to help setting up of the ecosystem (including vegetation of the banks).

Smells could appear with the change of seasons (linked to the phenomenon of anaerobiosis) if the effluent present in the first lagoon is too concentrated. It is possible to solve this situation by recirculating the water in the first basin or by diluting the effluent using a flush system in the network.

In order to avoid seepage into and between the lagoons, it is absolutely necessary that a hydrogeological and pedological study is done beforehand.

Operation

The table below provides a more detailed description of the tasks to be carried out.

Table 9: Operating lagoons

Task	Frequency	Observations
General monitoring – check list: <ul style="list-style-type: none"> ● presence of rodents; ● obstruction of connecting structures; ● development of duckweed; ● proper water flow; ● absence of floating debris; ● water colour; ● absence of odours; ● state of the dikes/ banks. 	1 / week	This verification must be done by walking around all of the dikes. This method has the advantage of dissuading the settling in of rodents. Furthermore, methods for the fight against duckweed are either prevented by the settling in of ducks, or curative by the removal of plants (by floating plank for example).
Maintenance of pre-treatment structures	1 / week	It involves preventing build up of effluents in the network or by-pass and avoiding bad odours;
Cutting on the dikes and on the sides and on the plant belt (or grazing by sheep)	2 to 4 / year	The idea is to maintain access to the bodies of water, to limit the settling in of rodents and the development of insect larva and to check the state of the sides.
Partial cleaning of the sedimentation cone (at the entrance of the first basin)	1 to 2 / year	Must be done with liquid pumping.
Cleaning of the basins	Every 5 to 10 years, according to the load actually received for the first basin, every 20 years for the following basins	Must be implemented when the volume of sludge reaches 30% of the volume of the basin. Two methods of cleaning are normally used: <ul style="list-style-type: none"> ● by an earthmoving machine, once the basin has been emptied. This implies the presence of a stationary by-pass on each basin; ● by pumping, without prior emptying, called "emptying under water".

Performance

The results, calculated on the flow of organic matter, achieves more than 75 %, which corresponds to a filtered COD concentration of 125 mg/l. Furthermore, the flow, and therefore the discharged flow, is often reduced in summer (-50%) by evapotranspiration.

The concentrations in total nitrogen at the discharge level are very low in the summer, but can reach several dozen mg/l (expressed in N) in the winter.

The reduction in phosphorus is noticeable over the first few years (> 60%), then dwindles down to zero after about 20 years. This drop is due to a release of phosphorus from the sediment. The initial conditions will be restored by cleaning the basins (when the area is sensitive to phosphorus, cleaning must take place every 10 years, not every 20 years).

Disinfection is important, especially in the summer (microbial reduction > 10,000). This performance is linked to the long retention time of the effluent (around 70 days for a complete treatment) with U.V. radiation effects and biological competition.

Advantages

- A supply of energy is not necessary if the difference in level is favourable;
- Operation remains simple, but if overall cleaning does not take place in time, the performance of the lagoon is severely reduced;
- Eliminates a large portion of the nutrients: phosphorus and nitrogen (in summer);
- Very good elimination of pathogenic organisms in the summer (4-5 logs), good elimination in winter (3 logs);
- Adapts well to large variations in hydraulic load;
- No "hard permanent" constructions, civil engineering remains simple;
- Integrates well into the landscape;
- Absence of noise pollution;
- Pedagogic equipment for nature initiation;
- Sludge from cleaning is well stabilised (except that from at the head of the first basin) and is easy to spread on agricultural land.

Technical drawbacks

- Much ground space needed;
- Capital costs depend very heavily depending on the type of substratum. With unstable or sandy land, it is preferable not to consider this type of lagoon;
- Performance is less than in intensive processes with respect to organic matter. However, the discharge of organic matter takes place in the form of algae, which has less adverse effects than dissolved organic matter for oxygenation of the zone downstream. Moreover this discharge remains low in the summer (as a result of evapotranspiration), which is the most unfavourable period for watercourses and so the reduction of fluxes discharged is a benefit at this period;
- Quality of discharge varies according to season.

▲ *Macrophyte lagoons*

Macrophyte lagoons reproduce natural wetlands with a **free water surface**, while trying to highlight the interests of natural ecosystems. They are rarely used in Europe, but are often carried out for tertiary treatment following natural lagooning, optional lagoons or aerated lagooning in the United States. This approach is generally used with the purpose of improving treatment (on the BOD₅ or SS parameters) or to refine it (nutrients, metals, etc.). **However the use of a microphyte finishing lagoon can show better results and is easier to maintain.**

▲ Aerated lagoons

Operating principle

General description

Oxygenation is, in the case of aerated lagoons, supplied mechanically by a surface aerator or air blower. This principle differs from activated sludge only by the absence of continuous sludge extraction or sludge recycling systems. Energy consumption for the two approaches is, with equivalent capacities, comparable (1.8 to 2 kW/kg BOD₅ eliminated).

Major mechanisms that come into play

In the **aeration stage**, the water to be treated is in contact with micro-organisms that consume and assimilate the nutrients produced by the pollution that is to be removed. These micro-organisms are essentially bacteria and fungi (comparable to those present in activated sludge plants).

In the **settling stage**, suspended solids which are clusters of micro-organisms and trapped particles, settle to form sludge. This sludge is regularly pumped or removed from the basin when their volume becomes too great. This settling stage is made up of a simple settling lagoon, or preferably, two basins which can be by-passed separately for cleaning operations.

With aerated lagoons, bacterial population without recirculation leads to:

- ➔ a low density of bacteria and a long treatment time in order to obtain the required quality;
- ➔ reduced of bacteria flocculation, which requires the installation of a suitably sized settling lagoon.

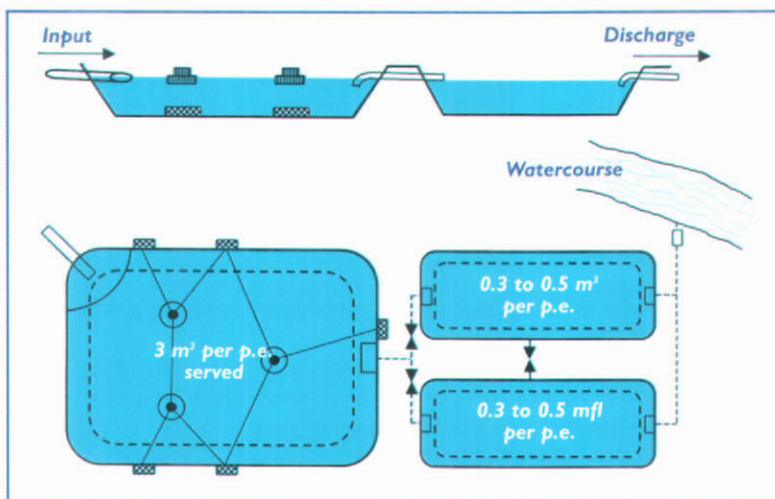


Figure 15: Drawing of the principle of aerated lagoons (according to Agences Financières de bassin, CTGREF – 1979)

Basis for design

Choice of land

A surface area between 1.5 to 3 m² per p.e. must be planned for.

Aeration lagoon

Table 10: Design basis for aerated lagoons

Parameter	Design basis
Retention time	20 days (retention times are reduced, in fact, to about two weeks after a few years of operation following the volume occupied by the deposit of suspended solids one must therefore not try to reduce this retention time during design).
Volume	3 m ³ per user served.
Depth	2 to 3.50 m with surface aerator (fast 4 kW turbines correspond to depths of about 2.5 m, those at 5.5 kW are used with depths between 2.5 and 3 m) > 4.00 m possible with air blower.
Shape of the basin	a square around each aerator.
Specific aeration power	Oxygen needs are around 2 Kg O ₂ / kg BOD ₅ . In order to reduce deposits to a volume that does not affect the treatment and, furthermore, to prevent the formation of microscopic algae, it is necessary to oversize the aerators and to use a power level between 5 and 6 W / m ³ . During operation, it is always possible to reduce the operating time of these reactors in relation to the operating time of the less powerful fans, which makes it possible to limit operating surcharges.

Settling lagoon

Table 11: Design basis for settling lagoons

Parameter	Dimensions
volume	0.6 to 1 m ³ per p.e.
Depth	2 to 3 m with surface fans.
Shape of the basin	rectangular with a length / width relationship equal to 2/1 or 3/1.
Depth	2 m so as to allow for one meter of water free before sludge extraction.

The use of two settling lagoons with a retention time of 4 days (0.6 m³/p.e. x 2) and operating alternately facilitates sludge extraction, which must take place every two years.

Implementation

Contrary to natural lagoons, watertightness via a geomembrane will be selected so as to limit the risks of degradation of the sides by excessive lapping of water. In the case of natural watertightness, it is advisable to install material that provides protection against water lapping on the sides (air-placed concrete, geogrids + planting of rushes). The life of the structure is dependent on this.

Whatever construction method is chosen, concrete slabs and blocks complement the protection against undermining at the level of the turbine.

Operating

The different tasks involved in operation and maintenance are listed in the following table:

Table 12: Operation of aerated lagoons

Task	Frequency	Observations
Cleaning of pre-treatment installations (grids + suction barrier)	1 / week	
General inspection of the basins	1 / week	
Extraction of sludge from the settling lagoons	Once every two years in nominal load	The 1 st emptying is not necessary until after 3 or 4 years of operation.
Adjustment and programming of aeration	2 / year	This is the most complex operation which requires, several weeks after each charge, a verification of the new biological balance in the basin.
Cutting down and clearance of plants	2 to 5 / year	
Verification and reading of the counters	1 / week	
Maintain a log	1 / week	

Performance

The level of quality of the effluent is good for organic matter: a reduction of more than 80%. For nutrients, elimination remains limited to bacterial assimilation and remains around 25-30%.

This approach can easily be adapted for the addition of physico-chemical additives with a view to eliminating ortho-phosphates.

Technical advantages

This process is particularly tolerant of very many factors which cause, in general, very serious malfunctions in traditional purification processes:

- large variation in hydraulic and/or organic loads;
- highly concentrated discharges;
- effluents with unbalanced nutrients (cause of bulking of activated sludge);
- joint treatment of industrial and domestic biodegradable discharges;
- integrates well into the landscape;
- stabilised sludge;
- removal of sludge only every two years.

Technical drawbacks

- discharge of average quality concerning all parameters;
- presence of electromechanical equipment requiring maintenance by a specialised agent;
- noise pollution linked with the presence of the aeration system;
- high energy consumption.

Combined systems [association of extensive approaches (fixed film and suspended growth cultures)]

The association of several natural systems, in free or stationary cultures, in series or in parallel, is sometimes implemented in order to adapt the treatment to a specific goal (quality of the discharge, integration of rainwater, special influent, etc.).

As a main treatment, very little experience is available, and actual performance levels are difficult to evaluate. Certain studies (Radoux M. et al , 2000) on MHEA, (Hierarchical Mosaics of Artificial Ecosystems) show some interesting potential without defining written bases for sizing.

The use of vertical and horizontal reed bed filters in series seems to be an interesting solution in order to allow a more thorough treatment of nitrogen and phosphorus according to the type of support used (Cooper, 1999). A first stage of vertical flow filters allows a good reduction in SS, in BOD5 as well as almost total nitrification. A second stage of horizontal flow reed bed filters improves the treatment on SS and BOD5, and makes possible denitrification as well as adsorption of phosphorus if the chosen support has good characteristics (Fe, Al, Ca).

More complex configurations are often used to refine secondary or tertiary treatments. After treatment of the aerated lagoon or natural lagoon types, emergent macrophyte lagoons can eliminate the risk of temporary discharges of mediocre quality.

Optional lagoon systems followed by emergent macrophyte lagoons are often used for the treatment of rainwater (Strecker et al , 1992).

When the population range reaches a value that is close to 4,000 p.e., it is useful to closely compare the capital and operational costs with processes that are more intensive. The management constraints due to the large surface area should not be ignored.

A multitude of configurations are possible according to the needs to reproduce the various natural wetland systems. One must nevertheless take into consideration the fact that the increase in the complexity of a treatment plant of this type takes place to the detriment of simplicity in management, which is however very much sought after. Furthermore, the current state of scientific knowledge on the operation of wetlands pressures us most often to try to simplify the configuration so as to better control purification.

CONCLUSIONS: ELEMENTS FOR THE TECHNICAL CHOICES

Summary of the different approaches ←

Purifying techniques that correspond to the terminology of the "extensive approaches" are briefly summarised in the table below, which shows that for some of them, primary treatment is needed (see glossary) upstream, and for others, they should be used exclusively as a finishing (or tertiary) treatment.

Table 13: Extensive purifying techniques

Traditional approach	Primary treatment	Secondary treatment	Tertiary treatment
Infiltration –percolation	Settler digester	Infiltration - percolation	
Vertical flow reed bed filters	Absolutely essential (Vertical flow filters can be used for this primary treatment)	Vertical flow filters (1 st stage)	Vertical filters (2 nd stage)
Horizontal flow reed bed filters	Settler / digester	Horizontal flow filters	
Natural lagoons	1 st lagoon basin	2 nd lagoon basin	3 rd lagoon basin
Macrophyte lagoons	Not recommended	Not recommended	One or more basins
Aerated lagoons	Aerated lagoon + settling lagoon		Finishing lagoon
Hybrid system, for example...	1 st lagooning basin, 2 nd lagooning basin		Infiltration - percolation
	Aerated lagoon + settling lagoon		Infiltration - percolation
	Vertical flow reed bed filters +Horizontal flow reed bed filters		

Most of them ensure a positive elimination of one of the parameters that characterises tertiary treatment (nitrogen, phosphorus or bacteria that indicate faecal contamination). The levels may be variable and are shown in Table 14.

Quality of discharges ←

The effectiveness of extensive approaches according to parameters is shown below:

Table 14: Effectiveness of extensive approaches according to parameters

Parameters	OM*= Organic matter	KjN*	Total N*	Total P*	Microbial removal
Infiltration - percolation	Yes	Yes	No	No	If special design made
Vertical flow reed bed filters	Yes	Yes	No	No	No
Horizontal flow reed bed filters	Yes	Poor nitrification	Good denitrification	No	No
Natural lagoons	Average	Yes	Yes	Yes, the first years	Yes
Macrophyte lagoons	Average	Yes	Yes	Yes, the first years	Yes
Aerated lagoons	Average	Average	No	No	No

* see glossary

→ Advantages and drawbacks: summary

The choice is therefore going to be made according to the advantages and disadvantages of the different techniques that are summarised in the table below.

Table 15: Summary of advantages and drawbacks of extensive approaches

Approach	Advantages	Drawbacks
Infiltration-percolation through sand	<ul style="list-style-type: none"> • Excellent results on BOD₅, COD, SS and advanced nitrification; • Surface area needed is much less than with natural lagooning; • Interesting decontamination capacity. 	<ul style="list-style-type: none"> • Requires a primary settling structure; • Risk of clogging that must be managed; • Requires having great quantities of sand available; • Adaptation limited to hydraulic surcharges.
Vertical flow reed bed filters	<ul style="list-style-type: none"> • Easy to operate and low operating cost. No energy consumption if the topography makes this possible; • Processing of raw domestic sewage; • Management of organic matter retained in the 1st stage filters is reduced to a minimum; • Adapts well to seasonal variations in population. 	<ul style="list-style-type: none"> • Regular operation, annual cutting of the exposed portion of the reeds, manual weeding before reeds are established ; • Using this approach for capacities greater than 2000 p.e. remains very delicate for reasons of controlling costs and hydraulics compared with traditional approaches; • Risk of presence of insects or rodents;
Horizontal flow reed beds filters	<ul style="list-style-type: none"> • Low energy consumption; • No noise pollution and integrates well into the landscape; • No highly-qualified personnel needed for maintenance; • Responds well to variations in load. 	<ul style="list-style-type: none"> • A lot of ground space is needed, British and Danish approaches included. The latter is about 10 m²/p.e. (equivalent to the surface of a natural lagoon). • A plant for sizes from 2,000 to 15,000 p.e. can only be considered if there is some serious thought given to the conditions of adapting the design basis and of the insurance of controlling hydraulics
Natural lagoons (stabilisation ponds)	<ul style="list-style-type: none"> • An energy supply is not necessary if the difference in level is favourable; • Operation remains simple, but if overall cleaning does not take place in time, the performance of the lagoon drops off very rapidly; • Eliminates a large portion of the nutrients: phosphorus and nitrogen (in summer). • Very good elimination of pathogenic bacteria in the summer; • Reduced water flows and fluxes in summer • Adapts well to large variations in hydraulic load; • No "hard permanent" constructions, civil engineering remains simple; • Integrates well into the landscape; • Pedagogic initiation to nature • Absence of noise pollution; • Sludge from cleaning is well stabilised except for that which is present at the head of the first basin. 	<ul style="list-style-type: none"> • Much ground space needed (10 m²/p.e.); • Investment costs depend very heavily on the type of substratum. With unstable or sandy land, it is preferable not to consider this type of lagoon; • Performance is less that with intensive processes on organic matter. However, discharging organic matter takes place in the form of algae, which has less adverse effects than dissolved organic matter for oxygenation of the zone downstream; • Quality of discharge varies according to season; • Controlling the biological balance and purification processes remains limited.
Aerated lagoons	<ul style="list-style-type: none"> • Tolerates large variations in hydraulic and/or organic loads; • Tolerates highly concentrated discharges; • Tolerates effluents that are unbalanced in nutrients (cause of bulking in activated sludge); • Joint treatment of industrial and domestic biodegradable discharges. • Integrates well into the landscape; • Stabilised sludge • Removal of sludge every two years. 	<ul style="list-style-type: none"> • Discharge of average quality for all parameters; • Presence of electromechanical equipment requiring maintenance by a specialised agent; • Noise pollution linked with the presence of the aeration system; • High energy consumption.

Importance of the climatic factor

Whether the different characteristics of the method are appropriate to the local context has to be the guide of the decision maker. With this in mind, the adaptability of the approaches to the climatic conditions must be studied in more detail.

Vertical flow reed bed filters can withstand periods of freezing without a great loss in the quality of treatment. However, since the feed is alternating, long periods of freezing without thermal protection such as snow, can compromise the hydraulics in the filter and therefore the treatment. Insulation with straw can avoid excessive freezing (Wallace et al, 2000, Brix, 1998). However, no difference in results can be seen between seasons on numerous sites in Denmark.

Horizontal filters can easily withstand long periods of freezing. Several factors make it possible to thermally insulate the water from outside temperatures: snow, cut reeds maintained on the surface and, for critical freezing periods, the layer of air trapped under the layer of ice that forms on the surface of the filter. There is however a risk of lower performance level than in the summertime. In extreme climates, it is useful to take into account a safety factor with regards to sizing.

Macrophyte lagoon systems are sensitive to water temperature conditions. Degradation kinetics are reduced by a decrease in temperature. With microphyte lagoons, photosynthesis can continue to take place under one or two centimetres of ice.

In sizing of macrophyte lagoons, the degradation constant depends on the temperature. However, the variability of flows and concentrations according to season makes it difficult to interpret the impact of temperature. The nitrogen cycle is the most sensitive to the effect of temperature. Effects on BOD₅ are curiously less evident and have triggered a lot of discussions (Kadlec, R.H. et al, 2000). On the other hand, SS is not affected by temperature.

Retention time in the basins varies according to climatic conditions and thus indirectly affects the expected results. High evapotranspiration found during the hot seasons can increase retention time considerably and, consequently, the results. The freezing of an upper water segment in winter, on the contrary, reduces retention time.

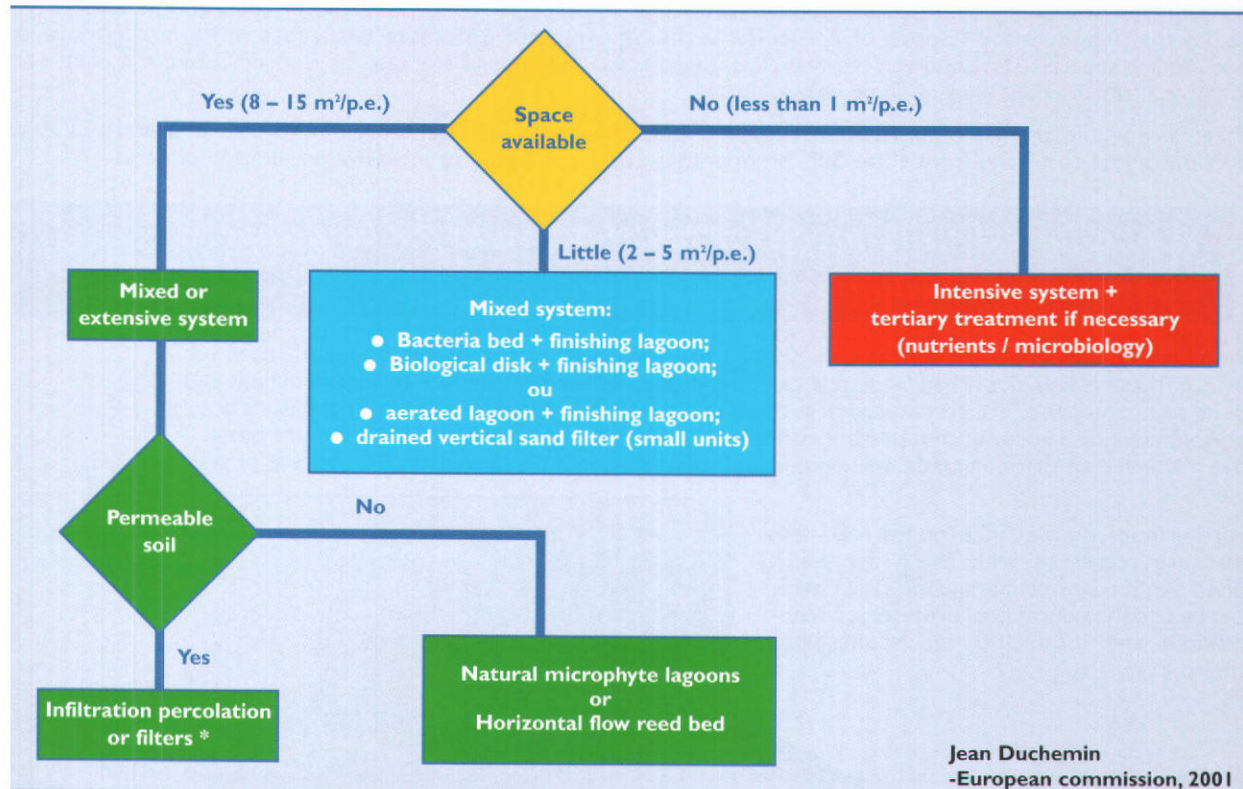
Setting up aerated lagoons in zones where the climate is extremely cold is to be avoided.

Whatever approach is chosen, in extreme climates, a safety factor should be taken into account concerning design. Supplementary work to determine these factors more precisely is yet to be done.

It is, in fact, the space available and the permeability of the soil more than the climate that are the main determining factors in choosing a technology.

Decision tree structure

The following decision tree structure can be used in the choice of an approach for waste water treatment.



vertical filter if the elimination of NH₄⁺ and bacteria (no action on NO₃⁻) is sought after; vertical filter + horizontal filter or horizontal filter if denitrification is desired. The risk of a high concentration of NH₄⁺ at the discharge level is therefore higher.

Figure 16: Decision tree structure

The data in the following table is taken from French experiments and remains, above all, valid and proven for this geographical area.

Table 16: costs (in EURO) for a plant for 1000 inhabitants
(source: FNDAE technical document n°22, 1998)

	Activated sludge	Biological filters	RBCs	Aerated lagoons	Natural lagoons	Settler-digester + infiltration percolation	Settler-digester + reed bed
Investment	230.000 (± 30 %)	180.000 (± 50 %)	220.000 (± 45 %)	130.000 (± 50 %)	120.000 (± 60 %)	190.000 (± 50 %)	190.000 (± 35 %)
Operation (including energy) => Annual cost in EURO/year	11,500	7,000	7,000	6,500	4,500	6,000	5,500

Another source gives costs that are very different for intensive processes since the investment cost for activated sludge as for bacteria beds is approximately 155,000 EURO (see Agence de l'Eau Seine-Normandie, 1999). However, these latter figures stem from data sent by manufacturers, while the data from the above table comes from land surveys where the costs from 10 to 15 stations using the same approach were compared and analysed.

A third source (see Alexandre O, Grand d'Esnon, 1998), provides figures for a treatment plant of a size between 2,000 p.e. and 15,000 p.e., of the extended aeration type with a treatment of nitrogen and sometimes phosphorus. The construction of such a plant amounts to, after successful competition, 120-140 EURO HT/p.e. The entire operation which integrates project management, the different preliminary studies, the discharge authorisation procedure, enhanced value studies on sludge and discharges is close to 150 EURO HT/p.e. If the hypothesis of normal over-sizing by 15 to 20 % is chosen, a treatment plant with a capacity between 2000 and 15,000 p.e. comes to 185 EURC HT/p.e. Civil engineering evaluated at 92.5 EURO /p.e. is depreciated over 20 years. The electro-mechanical equipment evaluated at 92.5 EURO /p.e. is depreciated over 12 years.

Figures, as we can see with the above examples, can vary highly according to sources although the object studied remains the same (construction of a plant in France). This confirms that carrying out cost comparisons between the different extensive techniques at the European level remains very delicate. Different studies make it possible to suggest that German purification plant costs, with the same capacity considered, are 20 to 25 % more than in France due to the cost of construction, of the material and the safety factors used (see Berland J.M., 1994). On the contrary, the cost of plants in Greece or in Portugal will be less expensive than in France, since the cost of construction is less. Furthermore, the local context could lead to different surcharges concerning capital (banking up in a granite area, permeable soil leading to the necessity of installing a geomembrane, absence of near-by sand, etc.). To give general rules in this area is risky to say the least.

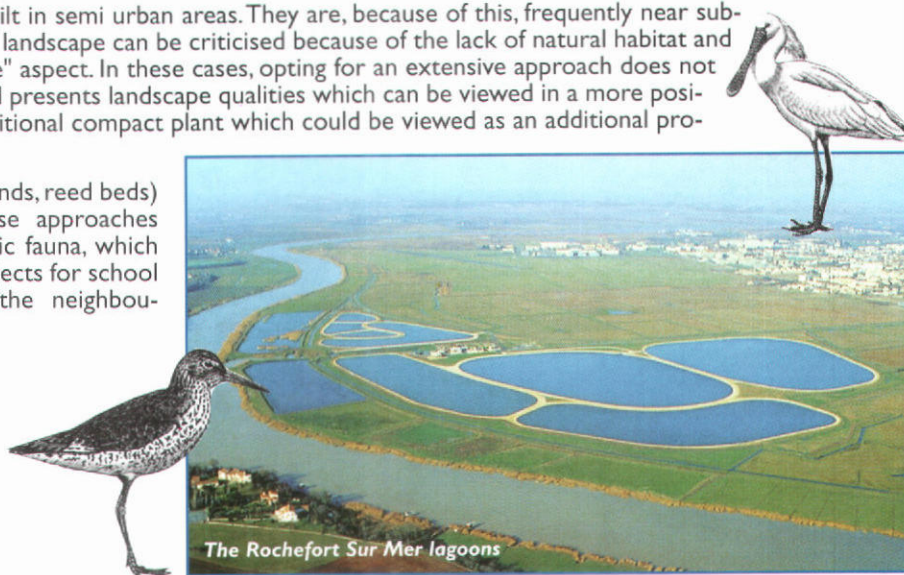
On the other hand, it is possible to suggest that the operation of the different extensive approaches is simpler and consequently, less costly than that of intensive techniques, in particular concerning energy costs and the cost incurred by the treatment and disposal of sludge. This is the big advantage with these techniques which, furthermore, do not require specialised manpower. Nevertheless, these tasks must not in any case be ignored, otherwise plant performance falls dramatically (see Table 15).

Taken as a whole, the use of extensive processes should allow, with identical capacities, to save an average of 20 to 30% on capital costs, and from 40 to 50% on operating costs, compared to intensive purification systems.

→ *A plus for extensive processes: contribution to the landscape and pedagogic initiation to nature*

Purification plants are often built in semi urban areas. They are, because of this, frequently near suburbs. In these places, the urban landscape can be criticised because of the lack of natural habitat and of its sometimes too "concrete" aspect. In these cases, opting for an extensive approach does not present any noise pollution and presents landscape qualities which can be viewed in a more positive manner than that of a traditional compact plant which could be viewed as an additional problem.

Furthermore, the wetlands (ponds, reed beds) that are recreated with these approaches often attract interesting aquatic fauna, which can be used as educational projects for school children and inhabitants in the neighbourhood.



The Rochefort Sur Mer lagoons

Infiltration percolation: a special case, the Mazagon (Spain) plant

▲ *General information*

The plant treats the waste water of Mazagon, a tourist village located on the Atlantic coast in the south of Spain. The population of this village is 850 inhabitants in winter and greatly increases in summer to reach 20000 p.e. The pilot treatment plant only treats a portion of the pollution and was designed for an average capacity of 1700 p.e.

It should be noted that only partial purification is required here, which explains the under-sizing in relation to the value indicated in this guide (1.5 m² /p.e.) and which has been validated on a number of existing plants.

▲ *Project description*

The plant is made up of a 170 m³ sediment removal unit, a storage basin and three pairs of infiltration basins present in the dunes. Each infiltration unit has a surface area of 200 m². This is an undrained system. The water table is located between 5.1 meters and 6.6 meters in depth according to the basins.

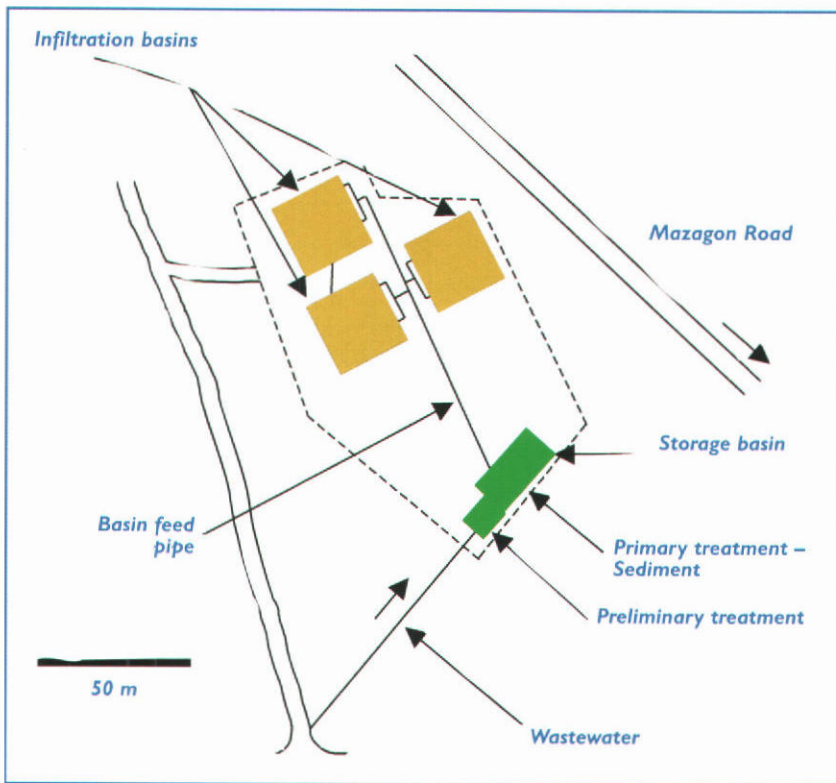


Figure 17: Plant diagram
(V. Mottier, F. Brissaud, P. Nieto and Z. Alamy, 2000)

About 100 m³ of waste water is distributed during the release of a tank. Each sequence takes place over two infiltration basins. The releases are triggered using manual valves. A wastewater feed sequence for an infiltration unit lasts between 40 and 50 minutes, which corresponds to a flow of 130 m³/h. There is a single tank release per day per infiltration unit.

The discharges are distributed on the sand filters using a distribution system of pipes with holes.

Samples were taken at depths of 30, 60, 100, 150 and 200 centimetres using inspection chambers set up for this follow-up.



Mazagon plant (Spain)
Photo credit: F. Brissaud.

▲ Results

Note that the effluent is not evenly distributed over the infiltration surface. Half of the surface is flooded after five minutes of distribution of the influents, 75 % after 12 minutes and 90 % after 21 minutes.

Similar heterogeneity after the end of feed can be observed. This problem is due to:

- uneven distribution by the pipes;
- a long feed with regard to the infiltration surface and of the permeability of the sand;
- unequal heights at the level of infiltration surface, despite frequent raking.

A large amount of unevenness in the load that is actually applied at the level of the surface of the infiltration plot results.

95 % of the volume of the tank exceeded two meters in depth two hours after the beginning of the feed. Percolation speed is between 1.1 and 2 m/h.

▲ Performance

Traditional chemical parameters

The performance measured on the different traditional chemical parameters is as follows:

Table 17: Plant performance

Performance in the spring (1993) – average value over four tanks				
	COD (mgO ₂ /l)	NH ₄ (mgN/l)	NO ₂ (mgN/l)	NO ₃ (mgN/l)
Influent	279	31,5	0,02	2,3
Treated water	36	0,5	0,08	28,2
Purification results	87 %	98 %		
Performance in the summer (1993) – average value over three tanks				
Influent	408	53,8	0,02	3,0
Treated water	35	0,3	0,14	32,4
Purification results	91 %	99 %		

COD was reduced by 90 % and more than 98% of the NH₄-N was oxidised. Performance on COD and NH₃ are therefore excellent. However, this data comes from a single survey campaign which lasted five months (from March to August 1993), which does not make it possible to verify whether performance will be maintained over the long term.

Disinfection

Performance with regards to disinfection were measured on total coliforms, faecal coliforms and faecal streptococci. The averages were carried out using measurements that were taken over seven sequences.

The rate of reduction is expressed as follows:

$$\Delta m = \log (C_i/C_0)$$

The result is expressed log units (U log).

with C_i = number of micro-organisms in the effluent

C_0 = number of micro-organisms in the filtered water

This rate of reduction is 1.2 U log for total coliforms, 1.6 U log for faecal coliforms and 1.3 U log for faecal streptococcus.

Disinfection thus remains mediocre for an infiltration process through sand. This is mainly due to the sizing of the sand used which is relatively coarse and to the irregularity of this material. Performance for this type of parameter are even less than that attained by "traditional" compact approaches (activated sludge, biological filters, etc.).

▲ Bibliographical references concerning infiltration percolation at Mazagon (Spain)

V. Mottier, F. Brissaud, P. Nieto and Z. Alamy - 2000 wastewater treatment by infiltration percolation : a case study, in Water Science and Technology, Vol. 41, P.P. 77-84.

Infiltration percolation: a traditional plant: the case of Souillac Paille-Basse (France - Département du Lot)

▲ General information

The goal for this treatment process is the protection of the karstic aquifer. The population that was served at the time of the performance measurement (1993) was 900 p.e. and was essentially seasonal.

The purification network is a separate system and the daily flow is equal to 100 m³ / d peak flow.

▲ Project description

The plant is made up of the following:

- Pre-treatment: comminuter pump;
- Sedimentation-digester (capacity: 1200 p.e.);
- Fed to tanks of 17 or 34 m³, according to the capacity of the reservoir in service:
 - fed by pumping at 40 m³/h. Pumps are controlled by float controls;
 - distribution between the basins is controlled manually;
 - distribution over the basins is successively the following:
 - initial configuration: 3 feed points per basin, with equal even distribution by overflow;
 - final configuration: 2 feed points per sub-basin.

→ Basins:

- initial configuration: 2 basins each of 400 m²;

final configuration: partitioning of the basins into sub-units of 130 or 200 m².

→ Filter pack:

- Built-up sand (d₁₀ = 0.21 mm; uniformity coefficient = 2.4), thickness: 0.80 m;
- Drainage layer: 20 to 40 cm of gravel.

→ Discharge: infiltrated on site to the water table.

→ Operation:

- Fed by tanks of 0.13 m or 0.26 m in the initial configuration and of 0.085 m or 0.17 m in the final configuration;
- The length of the operating period is extremely variable, from 1 day to nearly a month. In general a single basin is in service;
- Daily water segment on the basin that is operating: h = 50 cm / d.

▲ Performance

Table 18: Plant performance

	Settled wastewater	Percolation effluents
SS (mg/l)	117	20 to 36
COD (mg/l)	580	201 to 282
BOD ₅ (mg/l)	263	54 to 120
KjN (mg/l)	112	53 to 75
N-NO ₃ (mg/l N)	< 1	70* to 1
Faecal coliforms / 100 ml	2.10 ⁷	6.10 ⁶ to 2.10 ⁷

* average influenced by a few exceptionally high values.

The polluting load of the settled sewage is such that its oxidation is only possible when the daily hydraulic loads is not more than 15 cm/d. Since the loads applied are at least 3 to 5 times greater, oxidation is only partial. The solution is to change the sub-basin at each new tank; for this, more sophisticated equipment (remote-controlled motorised valves) would be required.

Large hydraulic loads or even very large ones for a thin filter bed means that it is not possible to achieve a high level of purification.

▲ Bibliographical references concerning infiltration percolation at Souillac Paille-Basse

Brissaud F. - 1993, Epuration des eaux usées urbaines par infiltration percolation : état de l'art et études de cas, Etude Inter Agences n°9, Agences de l'Eau, Ministère de l'Environnement, Paris.

→ Vertical flow reed bed filters, the NEA Madytos experiment – Modi (Greece)

▲ General information

In 1991 at the initiative of the European Community, a programme for evaluating treatment plants of the vertical flow filter type was launched in Greece in the communities of NEA MADYTOS – MODI. Design was carried out on the basis of experience from UK (Montgomery Watson, University of Portsmouth, Camphill Water) and France (Société d'Ingénierie Nature et Technique, SINT) with, as main objectives, to demonstrate:

- the effectiveness of the treatment with a minimum of electromechanical equipment;
- good integration of the process into its environment;
- the development of local responsibility and interest in treatment;
- reduction in capital and maintenance costs;
- possibility of re-using the sludge and treated discharges locally.

This plant is one of the largest plants of the vertical flow reed bed filter type in the world. It has a capacity of 3,500 population equivalents. It was put into service in June 1995 and its operation and performance was carefully monitored over 2 years, which does not allow long term consistency of the performance level to be verified.

▲ Project description

All of the flow passes through an automatic bar screen that can be re-routed to a manual bar screen.

Primary treatment system

Two different primary treatment systems were carried out in order to test its performance:

Approach A receives about 2/3 of the flow in a settler-digester. The sludge is distributed over sludge drying reed beds (vertical filters according to Liénard et al., 1995).

Approach B receives about 1/3 of the flow. It is made up of 4 vertical filters designed at 0.6 m²/p.e. giving a surface area of 620 m². They operate in pairs on alternate weeks.

Secondary treatment system

Two sets of vertical filters make up this stage.

Decanted water from flow A is distributed onto a first stage of 8 vertical filters, by a siphon, of a total surface area of 1,360 m² dimensioned at 0.6 m²/p.e. 6 of the 8 filters receive the water simultaneously and 2 are at rest.

The water from flow B, coming from the first stage, is distributed over 2 filters designed at 0.3 m²/p.e. for a total surface area of 340 m². They operate on alternate weeks.

The second stage receives all of the water resulting from the previous steps. There are 6 vertical filters designed at 0.35 m²/p.e. for a total surface area of 1 170 m². 4 fed simultaneously and 2 at rest.

The following table summarises the characteristics of the filters:

Table 19: Plant performance

	Flow B First stage	Flow B Second stage, step 1	Flow A Second stage, step 1	Flow A+B Second stage, step 2
Design sizing (m ² /EH)	0,6	0,3	0,6	0,35
Total surface area (m ²)	620	340	1360	1170
Number of filters	4	2	8	6
Surface per filter (m ²)	(2x140) + (2x170)	170	170	195
Height of substrate				
Sand (m)	-	0,15	0,15	0,15
Fine gravel (m)	0,70	0,60	0,60	0,60
Course gravel (m)	0,10	0,10	0,10	0,10
Drainage layer (m)	0,15	0,15	0,15	0,15

Tertiary treatment system

Two lagoons located downstream from the filters reduce the number of pathogenic organisms so as to be able to recycle the water for irrigation. The two lagoons have identical characteristics: 1.5 m to 2m in depth for a total storage volume of 4500 to 7000 m³.

▲ Implementation

Rendering watertight

Since the soil was not impermeable, it was made watertight. The Greek situation is such that concrete is less expensive than a geomembrane for these purposes

Materials

The different lining materials (washed gravel, sands, pebbles for draining) were obtained locally.

▲ Performance

Performance obtained over these two years of studies show a large reduction in BOD₅, COD, SS as well as active nitrification.

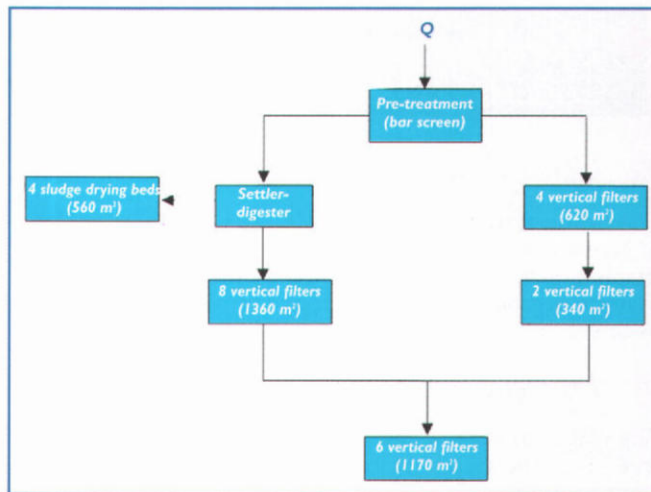


Figure 18: Drawing of the approach (Montgomery Watson, 1997)

Table 20: Average performance over the two years of study (Final report, LIFE programme)

Parameters	Input	Vertical filter output	Minimum values
BOD ₅ (mg/l)	516	17	5,7
COD (mg/l)	959	58	24,9
SS (mg/l)	497	5	1,1
NH ₄ (mg/l)	80	4,7	0,75
NO ₃ -N (mg/l)	2,6	44,9	24
PO ₄ -P (mg/l)	66	44	18,8
Total coliforms (cfu/100ml)	8,8.10 ⁷	6,1.10 ⁵ (4,2.10 ⁴ in the lagoons)	689
Faecal coliforms (cfu/100ml)	2,3.10 ⁷	2,1.10 ⁵ (8,6.10 ³ in the lagoons)	285

More specifically, for the different steps in the process, the following comments can be made:

Imhoff tank primary treatment (A) and vertical filters (B)

The results obtained with approaches A and B show the interest in feeding raw sewage into the vertical filters. Results are 74 to 90 % for SS, 50 to 80 % for BOD₅ and 12.5 to 37.5 % for NH₄-N on average for flows A and B respectively. Operating without a settling process makes it possible to avoid the extra costs produced by the management of sludge, and in our case, the construction of sludge drying beds. The effluent is, furthermore, well oxygenated at filter output, which is favourable for the rest of the treatment.

Secondary treatment system, Stage 1

The effectiveness of the treatment on organic matter and SS gives output concentrations of about 20 mg/l for BOD₅ and SS. The concentration of dissolved O₂ increases in the two approaches while maintaining the difference induced by the first step.

Secondary treatment system, Stage 2

The two flows are mixed together before this step. The reduction in SS and BOD₅ at levels of about 5 to 10 mg/l is accompanied by almost total nitrification (NH₄-N=0). Concentrations of about 45 mg/l in NO₃-N are observed. Denitrification therefore remains low since it only reaches 40 %.

▲ Conclusion

The quality of the effluent coming out of the filter stages concerning COD, BOD₅ and SS meets European recommendations (< 25 mg/l in BOD₅ and 35 mg/l in SS). The feeding of raw sewage on a first stage of filters is preferable as much for the treatment quality as for the capital cost. Filters allow very good nitrification. Variations in the quality of treatment (Montgomery Watson, 1997) are inherent to variations in load, temperatures and photosynthetic activity due to seasons. Nevertheless, filters efficiently play the role of buffering zones, and the quality of the discharge is nearly constant all year long. This type of plant responds very well to variations in load and temperature.

▲ Bibliographical references concerning vertical flow filters at NEA Madytos – Modi (Greece)

Montgomery W., (1997), Demonstration project in the treatment of domestic wastewater with constructed wetlands. Stage II - Monitoring of Maintenance. Final report. LIFE95\UK\A13\GR\181\THE.

Liénard A., Duchène Ph., Gorini D. (1995), A study of activated sludge dewatering in experimental reed-planted or unplanted sludge drying beds. Wat. Sci. Tech., 32 (3), pp 251-261.

→ **Hybrid system (vertical flow reed bed filters and horizontal flow reed bed filters): case study of Oaklands Park, Newnham-on-Severn, Gloucestershire (United Kingdom)**

▲ **General information**

The hybrid system was built in July 1989 to serve the Camphill Village Trust site in countryside near the small town of Newnham on the estuary of the Severn River (western England). The Camphill movement is an international charitable organisation which builds and manages community centres for disadvantaged people. Camphill Communities practice organic farming. Since the construction of this first system in 1989, many other installations of this type have been set up in other Camphill Communities and similar charitable organisations.

▲ **Project description**

The Oaklands Park system was initially designed to serve 98 p.e. but treats, in reality, only discharges corresponding to 65 p.e. The system that can be seen in the diagram below has two stages of vertical filters, fed intermittently, of a total surface area of 63 m² followed by two stages of horizontal filters fed continuously and having a total surface area of 28m². The total surface used is only 1.4 m² / p.e. The cross-section below shows the structure of the vertical filters used in the first and second stages.

Each vertical filter is fed over 1 to 2 days then left inactive for approximately 10 days. This allows the filters to dry out between feedings and prevents clogging by the purifying biomass. Feeding is manually controlled by members of the community. The horizontal filters are continuously fed.

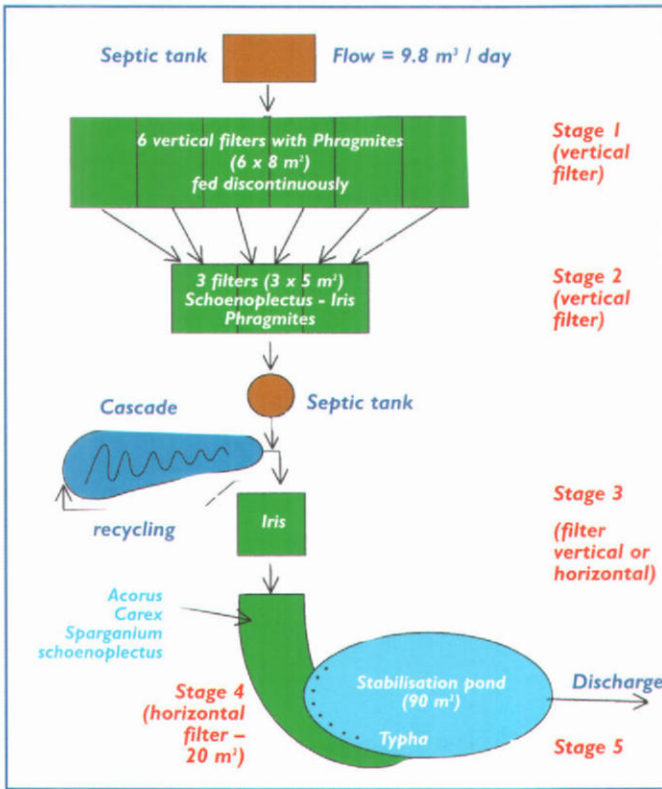


Figure 19: Oakland Park hybrid system (Cooper et al, 1996)

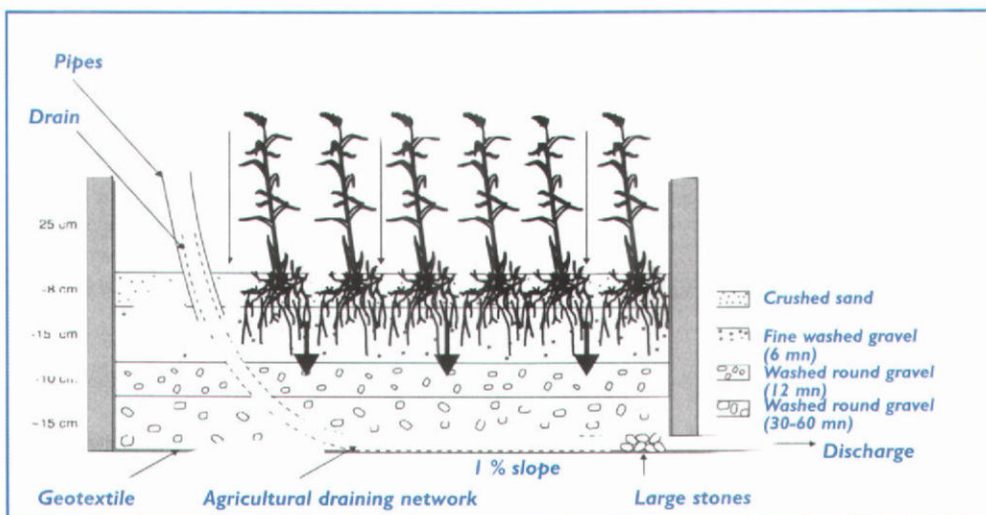


Figure 20: Cross-section of vertical filter stages

▲ Performance

A summary of the performances from the 47 measurements taken in August 1989 and March 1990 is presented below (Bryan and Findlater / WRc, 1991, Cooper et al, 1996 and Cooper, 2001).

Table 21: performance of the Oakland Park hybrid system (average values of 47 measurements carried out between August 1989 and March 1990)

Parameter, mg/litre	Influent	Stage I	Stage II	Stage III	Stage IV	Stage V
BOD ₅	285	57	14	15	7	11
Suspended solids	169	53	17	11	9	21
NH ₄ N	50,5	29,2	14,0	15,4	11,1	8,1
NO ₃ N + NO ₂ N	1,7	10,2	22,5	10,0	7,2	2,3
Orthophosphate-P	22,7	22,7	16,9	14,5	11,9	11,2

Stage I : 6 vertical filters used intermittently (rotation => 1 in service 5 at rest)

Stage II : 3 vertical filters used intermittently (rotation => 1 in service 3 at rest)

Stage III : 1 horizontal filter

Stage IV : 1 horizontal filter

Stage V : Stabilisation pond

A second series of 17 measurements took place during the period from December 1990 to August 1991. The results of this series confirm those mentioned in the above table.

The elimination of BOD₅ and suspended solids in the stages that implement vertical filters is satisfactory and makes it possible to meet the discharge standards of the "urban waste water treatment" directive. A certain deterioration can be noted in the treated water at the level of the lagoon concerning BOD₅ and suspended solids. This is caused by the growth of algae which adds to BOD₅ and produces suspended solids. The reduction in orthophosphates and NH₄N is also very low in this stage.

Nitrification is very high in stages that implement vertical filters. This can be seen by the reduction of NH₄N and the concomitant increase in NO₃N + NO₂N. However, stage II does not allow complete nitrification to be achieved.

Significant increases in NO₃N + NO₂N nitrogen-containing compounds in the vertical filters and then a decrease at the level of stages III and IV can be noted, despite the relatively low concentration in BOD₅. This seems to indicate that there are denitrification mechanisms at the level of the horizontal filters that are amplified by the long retention time which characterises these stages.

Denitrification also takes place at the level of the two vertical filters where the sum of the NH₄N + NO₃N + NO₂N compounds is less (36.5 mg N / litre) than the NH₄N concentration coming into the system (50.5 mg N / litre). The measurement of NH₄N concentration for the effluent probably underestimates the actual nitrogen load of the discharge. In fact, waste water contains urea (which comes from urine), which can take 20 hours to be hydrolysed into NH₃ and is not detected by the analytical method which makes it possible to determine NH₄N. The actual load in nitrogen-containing pollution is around 70 – 100 mg N / litre.

This first experiment with a hybrid system was therefore clearly a success. It has demonstrated that the combined use of horizontal filters and vertical filters makes it possible to reduce BOD₅ to 20 mg / l, suspended solids to 30 mg / l and to obtain substantial nitrification.

This information was produced with the kind permission of Camphill Village Trust at Oaklands Park Gloucestershire, UK.

▲ Bibliographical references concerning the hybrid system at Oaklands Park

Bryan D and Findlater B C, (1991), The modified Max Planck Institute Process- a review of the operation of a vertical flow Reed Bed Treatment System at Oaklands Park, WRc Report UC 1264, WRc Swindon, UK.

Burka U and Lawrence P C (1990), A new community approach to wastewater treatment with higher plants. pp 359-371 in P F Cooper and B C Findlater (Editors), Constructed Wetlands in Water Pollution Control, Pergamon Press, Oxford, UK.

Cooper P F, Job G D, Green M B and Shutes R B E (1996), Reed Beds and Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. pp206 WRc Publications, Medmenham, Marlow, Buckinghamshire, UK.

Cooper P F (2001), Nitrification and denitrification in Hybrid Constructed Wetland systems. Chapter 12 in Transformations in Natural and Constructed Wetlands, Vymazal, J (Editor) to be published by Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands in February, 2001 from paper presented at workshop of the same name held at Trebon, Czech Republic.

Seidel K (1978), Gewässerreinigung durch höhere Pflanzen, Zeitschrift Garten und Landschaft, HI, pp9-17

→ Natural lagoons: case of the plant in Vauciennes (France – Oise département).

▲ General information

The Vauciennes natural lagoon system contain three basins in series. The sequence of basins is as follows:

- a microphyte lagoon;
- a macrophyte lagoon;
- a hybrid lagoon.

Performance levels in this plant were followed very closely from October 1981 to July 1991 by the SATESE of Oise and the CEMAGREF, at the request of the Agence de l'Eau Seine-Normandie (Schetrite S, 1994).

▲ Project description

The design uses the following parameters:

- nominal capacity: 1000 population equivalents;
- daily flow: 150 m³ / day;
- peak flow: 24.5 m³ / h;
- daily load: 54 kg BOD₅ / day.

The network that collects wastewater is part pseudo-separate (equipped with storm water outlets) and partly separate.

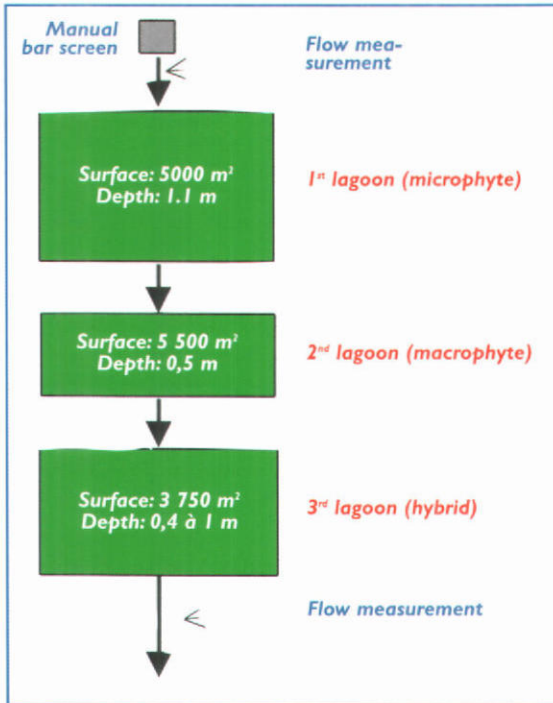


Figure 21: Vauciennes lagoons

▲ Performance

Performance levels, calculated on average values from the 11 measurement campaigns carried out between October 1981 and July 1991, are shown below

Table 22: Performance of the plant

	BOD ₅ (mg/l)	COD (mg/l)	SS (mg/l)	Kjeldahl-N (mg/l)	NH ₄ -N (mg/l)	Total phosphorus (mg/l)
Average concentrations of raw sewage	175	546	302	55	38	20
Average concentrations of discharge	- *	83,6	34,7	13,9	9	4,6

* BOD was measured on samples at the output of the three basins up to the 6th measurement campaign (April 85). Taking into account the uncertainty of the value obtained (presence of algae, of *Daphnia*, etc.), it was no longer measured beyond that date. It is notably in order to avoid this type of incident that the "urban wastewater treatment" directive stipulates that the analysis of discharges from this type of plant have to be carried out on filtered samples.

After start up, average results on COD and SS progressively increase and are maintained in a relatively stable range after the 3rd measurement campaign, giving reductions of between 60 and 90 % and 70 to 95 % for SS. The poor performance in the first few months can be attributed to the very low load levels of the plant (only 15 to 20 % in the 3rd campaign).

Results on Total nitrogen (Kjedhal-nitrogen + NH₄-N) that were measured in the summertime were remarkably stable whatever the load input (results = 70 %). No reduction in treatment was observed for this period, over the 10 years during which it was followed.

In winter, results on overall nitrogen decrease continuously with successive years (60 to 10 %). The output concentrations depend on the load admitted into the plants. However, the lagoons in January 1990 still only received 25 % of its nominal load. During this season, the results in eliminating overall nitrogen were on average 50 % for plants that are generally subject to higher loads. It can therefore be supposed that the treatment of the nitrogen load progressively goes down during the winter months.

Results concerning the elimination of Total phosphorus decreased regularly as from the 1st measurement campaign. They went from 75 % in 1981 to 30 % in January 1990 and this did not relate to the season. Nevertheless, during the last measurement campaign, in July 1991, results seemed to be exceptionally good (81 % in July 1991 compared to 32 % in January 1990). The most probable hypothesis to explain this sudden increase in performance is linked to the recent appearance of a cover of duckweed that would capture in the growth phase a large quantity of the phosphorus present in the water.

Concerning bacteriological aspects, the average reduction levels are all around 4 log units and do not show any significant tendency to go down when sunshine decreases

▲ *Bibliographical references concerning natural lagoons at Vauciennes*

Collectif (1984), Synthèse du fonctionnement du lagunage naturel de Vauciennes (Oise), CEMAGREF, SATESE de l'Oise, Agence de l'Eau Seine Normandie, Paris.

Schetrite S. (1994), Etude synthétique du fonctionnement du lagunage naturel de Vauciennes (Oise) : Octobre 81 à juillet 91, CEMAGREF, SATESE de l'Oise, Agence de l'Eau Seine-Normandie, Paris.

➔ Aerated lagoons: case of the Adinkerke plant (Belgium)

▲ General information

Adinkerke is located in the Belgian Flanders. The plant in this agglomeration is an aerated lagoon. Aeration uses an air blower. If the biological principles that come into play remain the same, the design of this type of plant is very different from that shown in the technical sheets which use aerators. From an energy standpoint, the main difference with other aerated lagoons systems is the low capacity installed. Therefore we will not cover the details for designing this plant as this is not representative of most of the plants currently in use.

▲ Project description

The plant is made up of three basins in series, the first two are aerated, the 3rd is the finishing basin (settling lagoon). The diagram below shows the different basins and their equipment.

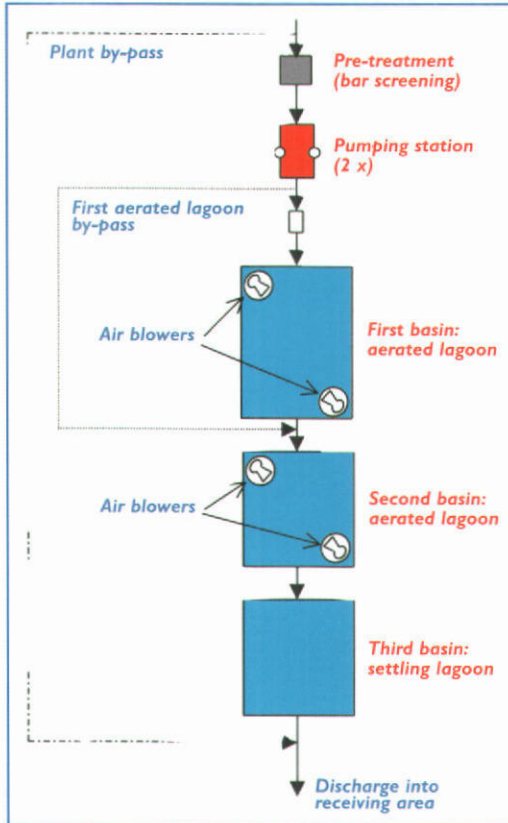


Figure 22: Aerated lagooning in Adinkerke

Characteristics of the equipment

Table 23: Characteristics of the equipment

	Number	Type	Dimension
Wastewater pumps	2	Submerged pumps	Flow: 2 x 40 m ³ /h Flow: P1+ P2 60 m ³ /h
Lagoon basins	2	Aerated lagoons	Total volume: 4000 m ³ Retention time: 100 heures Total surface: 1.812 m ²
Aeration devices	4	Air blower (aero-ejector)	/
Settling lagoon	1	Rectangular	Surface: 490 m ² Volume: 490 m ³ Depth: 1 m

Design

The design of the structures uses the following values:

→ BOD₅ load = 37 kg BOD₅ / day;

hydraulic load = 300 m³/ day;

maximum flow = 1400 m³/ day;

▲ Performance

Performance levels, calculated on average values from the 18 measurements carried out in 1999, are shown below:

Table 24: Plant performance levels

	BOD ₅	COD	Suspended solids	Total nitrogen	Total phosphorus
Waste water coming into the plant: average value over 1999 in mg / l	245,7	744,9	409,5	76,5	11,1
Discharge from the plant: average value over 1999 in mg / l	12,6	76,7	22,3	50,2	1,5
Plant results (in %)	94,9	89,7	94,6	34,4	86,5

It can be seen from these results that this technical approach using air blowers makes it possible to very easily meet the regulations of the "urban waste water treatment" directive.

▲ Bibliographical references concerning aerated lagooning at Adinkerke

Data sent by the AQUAFIN company (Organisation in the Flemish region that designs, finances, constructs and operates the supra-communal infrastructure for the treatment of urban wastewater).

GLOSSARY

<i>Agglomeration</i>	area where the population and/or economic activities are sufficiently concentrated for urban wastewater to be collected and conducted to an urban waste water treatment plant or a final discharge point.
<i>Appropriate treatment</i>	treatment of urban waste water by any process and/or disposal system which after discharge allows the receiving waters to meet the relevant quality objectives and the relevant provisions of this and other Community Directives.
<i>BOD₅</i>	The biochemical oxygen demand is a measurement of the pollution by organic matter. It is expressed in milligrams of oxygen per day and per p.e. It corresponds to the quantity of oxygen that is needed to oxidise the discharges of polluted effluents produced on average by each inhabitant in a watercourse or by a given agglomeration. This measurement is carried out according to standardised tests after five days of oxidation of the organic matter, hence the term BOD ₅ .
<i>COD</i>	Chemical Oxygen Demand or COD represents the quantity of oxygen consumed, expressed in milligrams per litre, by the chemically oxidizable matter contained in a discharge. According to the standard method, this is the oxidation by an excess of potassium dichromate (K ₂ Cr ₂ O ₇) in a fermenting and acidic medium of the chemically oxidizable matter contained in a discharge. COD is a valuable parameter indicating the presence of pollution in wastewater. It represents the major part of the organic compounds but also oxidizable mineral salts (sulphides chlorides, etc.). Industrial wastewater can frequently reach COD values of several grams per litre.
<i>Collection system</i>	system of pipes that collects and conducts urban wastewater i.e the sewer network.
<i>Denitrification</i>	conversion of nitrates into nitrites then into N ₂ O or nitrogen gas. Denitrification of urban waste water takes place mainly during tertiary treatment where it takes place partially or totally by microbiological purification and relies anaerobic conditions.
<i>Domestic waste water</i>	waste water from residential settlements and services which originates predominantly from the human metabolism and from household activities.
<i>Eutrophication</i>	enrichment of water by nutrients, especially compounds of nitrogen and/or phosphorus, causing an accelerated growth of algae and higher forms of plant life to produce an undesirable disturbance to the balance of organisms present in the water and to the quality of the water concerned.
<i>Hydraulic Load</i>	weight h of a column of water with height H above a reference level, expressed in meters of water height.
<i>Industrial wastewater</i>	any wastewater which is discharged from premises used to carry on any trade or industry, other than domestic wastewater and run-off stormwater.
<i>Kjeldahl-nitrogen(KjN)</i>	Sum of organic nitrogen and ammoniacal nitrogen.
<i>MLVSS (Mixed liquor volatile suspended solids)</i>	The measure of sludge(biomass) concentration in the aeration tank of an activated sludge plant.
<i>Permeability</i>	capacity of the ground or rocky substrate to let water seep into deeper layers.
<i>Population equivalents (p.e.)</i>	organic biodegradable load that has a five-day biochemical oxygen demand (BOD ₅) of 60 grams of oxygen per day.
<i>Primary treatment</i>	treatment of urban wastewater by a physical and/or chemical process involving settlement of suspended solids, or other processes in which the BOD ₅ of the incoming waste water are reduced by at least 20 % before discharge and the total suspended solids of the incoming waste water are reduced by at least 50 %.
<i>Secondary treatment</i>	treatment of urban waste water by a process generally involving biological treatment with a secondary settlement or other process in which the requirements established in table I of annex I of the directive of 21 May 1991 are respected (see table below).

Sludge

residual sludge, whether treated or untreated, from urban waste water treatment plants.

SS (Suspended Solids)

All of the mineral and (or) organic particles that are present as suspended solids in natural or polluted water.

Tertiary treatment

the expression "tertiary treatment" can refer to several types of treatments or different functions with the purpose of reaching a treatment level of higher quality than that which one could normally expect from a secondary treatment. Tertiary treatment can aim for a higher level of removal for conventional parameters such as suspended solids or also concentrate on certain parameters for which there is little removal in a secondary treatment such as phosphorus.

Table 25: Regulations concerning discharges from urban waste water treatment plants and subject to the measures of articles 4 and 5 of the EU directive. The values for concentration or for the percentage of reduction may apply.

Parameters	Concentration	Minimum percentage reduction (1)	Reference measurement method
Biochemical oxygen demand (BOD ₅ at 20 °C) without nitrification (2)	25 mg/l O ₂	70-90 40 in terms of article 4 paragraph 2	Homogenised, unfiltered, undecanted sample. Determination of dissolved oxygen before and after five-day incubation at 20°C ± 1°C, in complete darkness. Addition of a nitrification inhibitor.
Chemical oxygen demand (COD)	125 mg/l O ₂	75	Homogenised, unfiltered, undecanted sample. Potassium dichromate
Total suspended solids	35 mg/l (3) 35 in terms of article 4 paragraph 2 (more than 10000 p.e.) 60 in terms of article 4 paragraph 2 (from 2000 to 10000 p.e.)	90 (3) 90 in terms of article 4 paragraph 2 (more than 10000 p.e.) 70 in terms of article 4 paragraph 2 (from 2000 to 10000 p.e.)	- Filtering of a representative sample through a 0.45 µm filter membrane, drying at 105°C and weighing. - Centrifuging of a representative sample (for at least 5 minutes, with mean acceleration of 2800 to 3200 g), drying at 105°C, and weighing.

1) Reduction in relation to incoming values.

2) This parameter can be replaced by another parameter: total organic carbon (TOC) or total oxygen demand (TOD), if a relationship can be established between BOD₅ and the substitute parameter.

3) This requirement is optional.

Analyses concerning discharges from lagooning shall be carried out on filtered samples; however, the concentration of total suspended solids in unfiltered water samples shall not exceed 150 mg/l.

Uniformity Coefficient (CU)

$$CU = d_{60} / d_{10}$$

With:

d₁₀ = diameter on the cumulative curve for which 10 % of the sand is finer;

d₆₀ = diameter on the cumulative curve for which 60 % of the sand is finer.

The UC is therefore an indicator of uniformity or, on the contrary, of the irregularity in the distribution of particle size. If $UC < 2$, granulometry is said to be uniform. If $2 < UC < 5$ the sand is heterogeneous but the granulometry is said to be tight since only sands are under consideration.

Urban wastewater

domestic waste water or a mixture of domestic waste water with industrial wastewater and/or run-off stormwater.

BIBLIOGRAPHICAL REFERENCES:

- Agence de l'Eau Seine-Normandie (1999), Guides des procédés épuratoires intensifs proposés aux petites collectivités, Nanterre.
- Agences de bassins (1979), Lagunage naturel et lagunage aéré : procédés d'épuration des petites collectivités CTGREF d'Aix en Provence.
- Agences de l'eau (1996), Conception des stations d'épuration : les 50 recommandations, Etude Inter Agences n° 45, 1996, 56 p.
- Alexandre O., Grand d'Esnon (1998), Le coût des services d'assainissement ruraux. Evaluation des coûts d'investissement et d'exploitation, in TSM n°7/8 - juillet-août 1998 - 93^e année
- Almasi A., Pescod M. B. (1996), Wastewater treatment mechanisms in anoxic stabilisation ponds, Water Sciences and Technologies, 125-132.
- Armstrong (1979), aeration in higher plants, Adv. in Bot. Res. 4, 332-445.
- Berland J.M., (1994) Une évaluation du système d'assainissement des anciens Länder allemands, ENPC-LATTS rapport réalisé à la demande de l'Agence de l'Eau Rhin-Meuse, Noisy-le-Grand
- Boon A.G. (1985), Report of a visit by members and staff of WRc to Germany to investigate the root zone method for treatment of wastewaters. WRc Report 376-S/1, Stevenage, UK.
- Boon G. (1986), Report of a visit by a boon to Canada and the USA to investigate the use of wetlands for the treatment of wastewater; Water Research Processes , 55.
- Boutin C., Duchène P., Liénard A. (1997), Filières adaptées aux petites collectivités, Document technique FNDAI n°22.
- Brissaud F. (1993), Epuration des eaux usées urbaines par infiltration percolation : état de l'art et études de cas Etude Inter Agences n°9, Agences de l'Eau, Ministère de l'Environnement.
- Brix, H. (1987), Treatment of wastewater in the rhizosphere of wetland plants - the roots-zone method, Wat. Sci Tech. 19, 107-118
- Brix H. (1998), Denmark experiences in Vymazal, J. et al, Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Europe. Backhuys Publisher, Leiden.
- Cluzel F. (1993), diagnostic comparé de système d'assainissement autonomes. Application aux systèmes semi-collectifs, DDASS de Loire-Atlantique, Ecole Nationale de la santé publique, Rennes.
- Cooper A. B., Findlater B.C. (1990), Constructed wetlands in water pollution control. Adv. Water Pollution Control n°11. (Pergamon Press), Oxford. England.
- Cooper P. (1996), Reed beds & Constructed Wetlands for wastewater treatment. S. T.W. WRC, Ed.
- Cooper P., Griffin P. (1999), A review of the design and performance of vertical-flow and hybrid reed bed treatment systems; Wat. Sci. Tech. 40, 1-9.
- Crites R., Tchobanoglous G. 1998. Small and decentralized wastewater management systems. McGraw-Hill Serie in Water Ressources and Environmental Engineering, pp.1084.
- Drizo A. (1997), Phosphate and ammonium removal by constructed wetlands with horizontal subsurface flow using shale as a substrate. ; Wat. Sci. Tech. 35, 95-102.
- Duchemin J. (1994), Effluents domestiques et phosphore : le rendement des filière d'assainissement autonome, in Phosphore des villes... Phosphore des champs - journée d'échanges techniques du 13 décembre 1994, Ministère des Affaires Sociales de la Santé et de la Ville, DDASS d'Ille-et-Vilaine, DDASS de Loire-Atlantique, France, Derva
- EC Life project (1997), Guidelines for constructing reedbeds for environmental improvement applications Experience from the Somerset Levels and Moors, UK and the Parc des Marais du Cotentin et du Bessin, France Life Project 92-1/UK/026.
- EPA (1988), Design Manuel. Constructed Wetlands and Aquatic Plant Systems for Municipal Wastewater Treatment, EPA/625/1-88/022.
- European Investment Bank (1998), Design Manual for Waste Stabilisation Ponds in Mediterranean Countries: Mediterranean Environmental Technical Assistance Programme.

- Jensen, P.D. et al (1994), Cold Climate constructed wetlands, 4th International Conference on Wetlands systems for water pollution control, Guangzhou, China.
- Johansson L. (1999), Industrial by-products and natural substrata as phosphorus sorbents; Env. Tech. 20, 309-316.
- Kadlec, R.H. Knight R.L., Vymazal J., Brix H., Cooper P., Haberl R. (2000) Constructed Wetlands for Pollution Control. Processes, Performance, Design and Operation. IWA Publishing, Scientific and Technical Report N°8.
- Lassus C et al (1998), Objectif Epuration - Le lagunage naturel : conception et réalisation - Les règles de l'art, Agence de l'Eau Seine-Normandie, CEMAGREF, UTC.
- Marsteiner (1996), The influence of macrophytes on subsurface flow wetland hydraulics, 5th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Vienna.
- Racault Y. et al. (1997), Le lagunage naturel : les leçons tirées de 15 ans de pratique en France, CEMAGREF, SATE-SE, ENSP, Agences de l'Eau.
- Radoux M., Cadelli D., Nemcova M., Ennabili A., Ezzahri J., Ater M. (2000), Optimisation of natural wastewater treatment technologies in the MHEA(experimental centre in M'Diq, Mediterranean coast of Morocco. 7th International Conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control, Florida, USA.
- Strecker, E.W., Kersnar J.M., Driscoll, E.D., Horner R.R. (1992), The use of wetlands for controlling stormwater pollution, EPA/600 Washington D.C., The Terrene Institute.
- Vymazal, J. et al (1998), Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe, Backhuys Publisher, Leiden.
- Wallace, S. Parkin, G. Cross C. (2000), Cold climate wetlands : Design & Performance. 7th International Conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control, Florida, USA.
- Wetzel, R.G. (1993), Constructed Wetlands : Scientific Foundations are Critical, G.A., Constructed Wetlands for Water Quality Improvement, Lewis Publishers.
- Zhu, T. Jensen, P.D. et al (1996), Phosphorus sorption and chemical characteristics of lightweight aggregates (LWA) - potential filter media in treatment wetlands, 5th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Vienna.

European Commission

Extensive wastewater treatment processes adapted to small and medium sized communities

Luxembourg : Office of publications of the European Community

2001 — 40 pp. — 21 x 29.7 cm

© International Office for Water, 2001

SBN 92-894-1690-4

SUMMARY

The Commission's Environment-Directorate General wants to support the distribution of less intensive purifying processes, via the development of technical exchanges and advisories. This guide and the development of aids such as structural funds and cohesion funds are examples of this.

This guide, which was developed within the framework of a group effort with France (Water Directorate of the Ministry of Ecology and Sustainable Development, and Water Agencies), simply mentions the intensive techniques and concentrates, above all, on the extensive techniques for treating urban waste water. These techniques take up, by definition, more surface area than traditional intensive processes developed for large agglomerations. However, the investments costs for less intensive processes are generally less and the operating conditions of these less intensive processes are simpler, more flexible and allow more energy to be saved. Finally, these techniques require reduced manpower and less specialised manpower than intensive techniques.

They can be applied in the various European configurations that do not exceed a few thousand population equivalents. One must bear in mind when reading this document that the techniques that we are going to cover cannot be used for capacities greater than 5,000 p.e. except in exceptional circumstances.

After a reminder of the objectives to be met by small and medium sized agglomerations and a quick presentation of the different intensive approaches, we will describe the following techniques in more detail:

- infiltration percolation;
- vertical reed beds flow filters;
- horizontal flow reed beds filters;
- natural lagoons;
- aerated lagoons;
- association of different less intensive approaches

In order to help in the choice of an approach, a comparison of these different techniques is carried out on the following criteria:

- quality of the discharges;
- advantages and drawbacks;
- available space;
- permeability of the ground;
- adaptability of the approaches to climatic conditions;
- cost.



European Commission

<http://europa.eu.int>



Direction de l'Eau

<http://www.environnement.gouv.fr>



Agences de l'Eau

<http://www.eaufrance.tm.fr>



International
Office
for Water

<http://www.iowater.org>



<http://www.cemagref.fr>



OFFICE OF PUBLICATION
OF THE EUROPEAN COMMUNITY

L-2985 Luxembourg

ISBN 92-894-1690-4



9 789289 416900 >