

P-07-148

Omhändertagande av förorenade vattenflöden från ett slutförvar i Oskarshamn

Peter Ridderstolpe, Daniel Stråe
WRS Uppsala AB

Maj 2007

Svensk Kärnbränslehantering AB

Swedish Nuclear Fuel
and Waste Management Co
Box 5864

SE-102 40 Stockholm Sweden

Tel 08-459 84 00
+46 8 459 84 00

Fax 08-661 57 19
+46 8 661 57 19



Omhändertagande av förorenade vattenflöden från ett slutförvar i Oskarshamn

Peter Ridderstolpe, Daniel Stråe
WRS Uppsala AB

Maj 2007

Nyckelord: Avloppsvattenrening, BAT-princip, Bergdränage, Dagvatten fosforavskiljning, Kretslopp, Kväverening, Lakvatten, Recipientskydd, Resurshushållning, Sanitärt avloppsvatten, Smittskydd, Systemjämförelse, Öppen VA-planering.

Denna rapport har gjorts på uppdrag av SKB. Slutsatser och framförda åsikter i rapporten är författarnas egna och behöver nödvändigtvis inte sammanfalla med SKB:s.

En pdf-version av rapporten kan laddas ner från www.skb.se.

Sammanfattning

I samband med byggande och drift av slutförvaret uppstår olika typer av förorenade vatten som ska hanteras. De förorenade vattnen bildas på olika platser inom området och varierar i flöde och föroreningsinnehåll med tiden. Dessutom är deras potentiella miljöpåverkan och tekniska egenskaper olika, varför behov och möjligheter till rening varierar. I utredningen har följande vatten studerats: (1) sanitärt vatten, (2) bergdränage från slutförvar, (3) lakvatten från bergmasseupplag och (4) dagvatten.

Syftet med uppdraget har varit att skapa överblick över de olika vattenströmmarna och deras egenskaper, samt att föreslå lämpliga strategier för deras omhändertagande. Olika handlingsalternativ har studerats och jämförts med avseende på bland annat miljöeffekter, ekonomi och tekniska aspekter. Arbetet utgör därmed en del i SKB:s MKB-arbete, men är också tänkt som underlag för fortsatt planering och projektering.

Av de olika förorenade vattenströmmar som uppstår vid slutförvaret utgör det sanitära vattnet den största potentiella risken för människors hälsa och miljön. Vattnet kan dock behandlas så att skada eller olägenhet inte uppstår.

Lakvattnet från bergmasseupplaget förväntas komma att svara för det största bidraget av kväve, som mest 6 ton per år.

Bergdränage från slutförvaret innehåller också kväve och är dessutom bräckt, men är trots allt relativt rent. En sammanlagd halvering av kvävebidragen från lakvatten och bergdränage bedöms miljömässigt motiverad och både praktiskt och ekonomiskt rimlig.

Största flöden och föroreningsmängder uppträder under byggfasen. Dessa förhållande bör därför användas som utgångspunkt för teknisk dimensionering samt för prövning av miljökonsekvenser.

För att studera tekniker för omhändertagande av sanitärt vatten har metoden öppen VA-planering använts. Det har inneburit att flera intressanta systemlösningar har tagits fram, vilka alla uppfyller miljöbalkens hänsynsregler samtidigt som de uppfyller kraven för vad som kan anses praktiskt och ekonomiskt rimligt.

Urinsortering i kombination med lokal behandling av spillvatten har i jämförelse med fem andra alternativ framkommit som den mest intressanta lösningen.

Det alternativ som befunnits sämst uppfylla kravspecifikationen är överföring av blandat spillvatten till befintligt reningsverk vid Oskarshamns kärnkraftverk. Detta beror framförallt på att kostnaden för anläggande av tryckledning blir hög.

Platsförutsättningarna för omhändertagande av bergdränage och lakvatten med naturnära, biologisk rening har konstaterats vara goda. Med föreslagna åtgärder beräknas utsläppen till Ekerumsviken och Östersjön kunna begränsas till högst 3 ton kväve per år.

Möjligheterna för lokalt omhändertagande av dagvatten (LOD) är goda. Med ett väl genomfört planeringsarbete kan dagvattnet omhändertas utan risk för översvämningar eller negativ påverkan på närmiljön. Ett konsekvent genomfört lokalt omhändertagande bedöms spara pengar både vid investering och vid drift.

Sammantaget bedöms behandling och bortledning av olika strömmar av förorenat vatten på de sätt som föreslås i utredningen medföra små skador på miljön. Lokalt påverkas framförallt Oxhagsdiket som får ett högre och jämnare flöde. Diket som i dagsläget oftast är torrt kommer ha ett flöde om ca 20–30 l/s året runt. Vattnet kommer vara bräckt och svagt näringsberikat, särskilt i dikets övre lopp. Diket kommer således att ändra karaktär, men med de kärr och dammar som tillskapas blir följden ett estetiskt och för biologisk mångfald intressant vattendrag. Vattnet kommer inte att utgöra någon hälsorisk för vare sig människor eller djur.

Laxemaråns nedre lopp kan sommartid vid låg vattenföring få en sälla motsvarande Ekerumsvikens. Varken våtmarksområdet uppströms väg 743 eller sträckningen nedströms vägen torde dock påverkas negativt av dessa situationer.

Utsläppen av fosfor från behandling av sanitärt vatten uppgår till högst 25 kg per år. Denna restfosfor kommer vid lokal behandling att spädas ut med bergdränagevattnet i Oxhagsdiket till nivåer som motsvarar mesotroft näringstillstånd (25–35 µg/l). Näringen kommer att stimulera biota och kvävreduktionen, men kan inte ge upphov till algblomning eller andra ogynnsamma situationer. Där Oxhagsdiket möter Laxemarån förväntas halterna av fosfor vara i nivå eller lägre än åvattnet.

Av allt att döma är primärproduktionen i Ekerumsviken (och fjärdarna utanför) inte reglerad av kväve. Den tillförsel av kväve som SKB:s verksamhet kan ge upphov till kommer sålunda inte att påverka algproduktionen i dessa vattenområden. Vikarna är relativt väl ventilerade och utgående halt av ammonium låg. Därför finns ingen risk att syrgastillståndet påverkas negativt.

Kostnaderna för behandling och bortledning av de aktuella vattnen är rimliga. Investeringskostnaden för system för omhändertagande av sanitärt vatten understiger 4 mnkr vilket tillsammans med driftkostnader ger en årskostnad på ca 300 000 kr. Kostnader för hantering av bergdränage och lakvatten ligger i samma storleksordning. Utslaget per kg reducerat kväve motsvarar behandlingskostnaden 70 kr per kg reducerat kväve.

Summary

During both the construction and the deposition phase of the final repository, several kinds of polluted waters will occur that must be handled. The waters under consideration in this report are (1) sanitary wastewater, (2) drainage water from the repository, (3) leachate from the rock stockpile and (4) storm water.

The aim of this report has been to produce an overview of the different flows of polluted waters and their properties, as well as to propose adequate strategies for their treatment. Several different alternatives of action have been investigated and compared in terms of environmental impact, economy and technical aspects. The report is part of SKB's environmental impact assessment work, but is also meant to be a usable tool in further planning.

It is during the construction phase that the largest amounts of both water and pollutants are to be expected. Therefore, the conditions during the construction phase are proposed to be used for dimensioning of technical solutions as well as for environmental impact assessments.

The study of different techniques for treatment of sanitary wastewater has included a method called "open wastewater planning". The work comprises six different technical solutions that have been outlined on system level, all of which responds to the national environmental legislation, as well as what has been considered as reasonable practical and economical demands.

A urine diverting system combined with a local system for treatment of wastewater has been found to be the most interesting solution. The least attractive alternative in relation to the claimed demands is a traditional system for mixed wastewater connected to the existing wastewater treatment plant at the Oskarshamn nuclear power plant. This is mostly due to the high estimated cost for the connection pipe.

Discharged leachate from the rock stockpile is expected to contain the greatest amount of nitrogen, at most 6 tonnes a year. Drainage water from the repository will also contain nitrogen and will in addition be slightly saline, but still rather clean.

The local physical conditions for construction of outdoor, biological treatment steps as overland flow areas and wetlands for treatment of drainage water and leachate have been found to be good. A total nitrogen reduction of 50 percent in leachate and drainage water is considered reasonable from an environmental, practical and economical point of view. The proposed steps taken, the discharge to the recipient Ekerumsviken (the Baltic Sea) is estimated to be restricted to a maximum of three tonnes of nitrogen a year.

The possibilities for local storm water control are considered to be good. As long as a thorough planning is carried out, risks for floods and negative local environmental impact resulting from unwanted substances in storm water will be minimised. It is also the authors' opinion that the proposed ways of resolving the problem locally will save money, considering both the investment and the maintenance costs.

The authors' conclusive assessment of the environmental impact from the different polluted waters is that it will be small as long as the suggested measures are taken. Locally, the creek Oxhagsdiket will change its character in terms of a higher and more even flow. Today the creek is periodically dry; in the future it will lead 20–30 litres/second all year around. The water will be slightly saline and spiked with nutrients, especially in the upper part. This change of character is not necessarily negative; with the proposed ponds and wetlands an interesting water body is expected in terms of biodiversity and aesthetics. There will be no health risks for humans or animals.

During summer time, the salinity in the lower part of Laxemarån may equal that of Ekerumsviken. Situations like these are assessed not to have any negative impact on the water body, neither in the wetland upstream nor downstream of road 743.

The annual content of phosphorous in the discharged treated sanitary wastewater has been estimated to a maximum of 25 kg a year. The treated wastewater will be diluted directly after discharge with the drainage water also discharged into Oxhagsdiket. The remaining phosphorous will stimulate biotic growth, but can not lead to algal bloom or other adverse situations in the recipients. Where the tributary Oxhagsdiket meets the stream Laxemarån, the concentrations of phosphorous will be equal or lower than the ones of the stream water.

Considering sampling results from the recipient control program, the primary production in Ekerumsviken is not restricted by nitrogen. Therefore, the discharged amount of nitrogen resulting from the activities of the final repository will not lead to increased algal production. Further more, the retention time in the bay is rather short and the concentration of ammonium is low, which means that the level of dissolved oxygen will not be reduced.

Investments for treatment of sanitary wastewater will not exceed 4 million SEK. Operation and maintenance costs included, the annual cost will reach about 300 000 SEK a year. Costs for treatment of drainage water and leachate are of the same magnitude. Expressed per kg reduced nitrogen, the treatment cost will be about 70 SEK per kg.

Innehåll

1	Inledning	9
1.1	Bakgrund	9
1.2	Syfte	9
2	Metodik	11
3	Förutsättningar	13
3.1	Platsen	13
3.2	Uppkomst och mängder av förorenat vatten	14
3.2.1	Sanitärt avloppsvatten	14
3.2.2	Bergdränage och släckvatten	17
3.2.3	Lakvatten från bergmasseupplag	19
3.2.4	Dagvatten	19
3.3	Recipienter	21
3.3.1	Oxhagsdiket	21
3.3.2	Laxemarån	23
3.3.3	Ekerumsviken	23
3.3.4	Hamnefjärden	24
4	Hantering av förorenade vatten	25
4.1	Sanitärt avloppsvatten – möjligheter och förslag till hantering	25
4.1.1	Krav på avloppshanteringen	25
4.1.2	Behandlingsystem	28
4.1.3	Slutsatser rörande hantering av sanitärt avloppsvatten	44
4.2	Bergdränage, släckvatten och lakvatten – möjligheter och förslag till hantering	46
4.2.1	Reningsbehov, behandlingsbarhet och rimlighet	46
4.2.2	Jämförelse av olika behandlingslösningar	47
4.2.3	Föreslagen principlösning	47
4.3	Dagvatten – principer och förslag till hantering	50
4.3.1	Viktiga principer	50
4.3.2	Konkreta förslag till LOD	50
4.3.3	Bedömning	52
5	Sammantagen bedömning av miljökonsekvenser	53
6	Slutsatser	55
	Referenser	57
Bilaga 1	Begreppsförklaringar	59
Bilaga 2	Lokal avrinning – vattendelare och avrinningsstråk, driftområdet för slutförvaret, läge Oxhagen, SKB	61
Bilaga 3	Dimensionering sanitärt vatten SKB, slutförvar Oskarshamn	63
Bilaga 4	Kostnader Spillvattenhantering, Oskarshamn, SKB	67
Bilaga 5	Dimensioneringsgrunder för bergdränage och lakvatten	75
Bilaga 6	Kostnads kalkyl för kväverening av bergdränage och lakvatten, Oskarshamn, SKB	77
Bilaga 7	Beräkning av dagvattenflöden, föroreningsmängder och halter	79
Bilaga 8	Omhändertagande av länshållningsvatten och lakvatten från djupförvaret	81
Bilaga 9	Referenslista Filtralite, Maxit Group	89

1 Inledning

1.1 Bakgrund

Svensk Kärnbränslehantering AB, SKB, arbetar sedan många år med att planera för ett slutförvar för använt kärnbränsle. Det planerade slutförvaret skall enligt planerna förläggas till en plats nära antingen Forsmarks eller Oskarshamns kärnkraftverk. Platserna utgör för närvarande två likvärdiga alternativ för vilka fullständig planering skall ske. Byggstarten för slutförvaret är planerad till 2012. Byggskedet beräknas pågå i sju år. Under denna tid byggs ramp (nedfartstunnel), skipschakt och centralområde (på ca 500 m djup under markytan), motsvarande ett uttag av ca 1 800 000 ton berg. Därefter inleds driftskedet som beräknas pågå i ca 30 år. Under driftskedet sker en successiv utbyggnad av deponeringstunnlar. Sammanlagt beräknas omkring 2 700 000 ton berg tas ut under driftskedet. Efter driftskedet följer ett avvecklingskede, då tunnlar, schakt och ramp återfylls. Avvecklingskedet beräknas pågå i ca femton år.

Under både bygg- och driftskede kommer slutförvaret med tillhörande anläggningar ovan mark att ge upphov till flera slags förorenade vatten, vars omhändertagande och rening måste planeras för. De förorenade vattenflödena är: sanitärt avlopp, bergdränage från deponeringsområde och ramp inklusive släckvatten vid eventuell brand, lakvatten från upplag av bergmassor, samt dagvatten från driftområde och tillfartsvägar.

Redan 2004 gjordes en utredning av behovet av kväverening för bergdränage och lakvatten, samt lämpliga tekniker för detta. Det miljömässigt och ekonomiskt mest fördelaktiga alternativet bedömdes vara naturnära biologisk kväverening utomhus. Alternativet förordades under förutsättning att det fanns tillgängliga ytor för ändamålet. Nästa steg i utredningsarbetet, som påbörjades hösten 2006, gavs därför inriktningen att studera platsförutsättningarna i Forsmark respektive Oskarshamn i syfte att framarbete förslag på lokalisering och allmän utformning av behandlingslösning. Under arbetets gång väcktes frågor om hur planeringen för hantering av övriga avloppsvattenflöden såg ut. Det visade sig att samtliga principfrågor kring recipientskydd, smittskydd, resurshushållning, ekonomi, driftsäkerhet och funktion för både avlopps- och dagvattenhanteringen fortfarande var obesvarade. I detta läge väcktes tanken att ta ett helhetsgrepp om var, när och hur de olika förorenade vattenströmmarna uppstår och hur de i princip bör hanteras. Föreliggande rapport är ett försök till ett sådant helhetsgrepp.

Utredningsuppdraget har utmynnat i en rapport för vardera lokaliseringalternativ, Oskarshamn respektive Forsmark. Det här är rapporten för Oskarshamnsalternativet.

Arbetet har utförts av Peter Ridderstolpe och Daniel Stråe, WRS Uppsala AB. Vissa uppgifter och bedömningar rörande befintliga reningsverk har tagits fram av Peter Ek, Ramböll. Parallellt med detta uppdrag har Ramböll AB arbetat med framtagande av systembeskrivningar för hantering av olika vatten på uppdrag av SKB. Så långt det varit möjligt har dessa båda uppdrag samordnats.

1.2 Syfte

Rapportens syfte är:

- Att skapa överblick över en komplex planeringssituation där flera olika vattenströmmar från slutförvaret ska hanteras. Vattnen uppkommer på olika platser och varierar i mängd och föroreningsinnehåll med tiden.
- Att definiera målsättning för vattenhantering, ange principiella tekniska lösningar för behandling och bortledning beaktande mål, kostnader samt möjligheter till sambehandling och skapande av mervärden.

- Att värdera och jämföra miljökonsekvenser samt praktiska och ekonomiska konsekvenser av olika system för bortledning och behandling. Detta i syfte att underlätta det fortsatta projekterings- och MKB-arbetet, så att man på bästa sätt ska kunna visa för tillståndsprövande myndighet/regeringen att man valt de miljömässigt, tekniskt och ekonomiskt bäst avpassade lösningarna i enlighet med miljöbalkens hänsynsregler, BAT-princip och bestämmelser om miljöfarlig verksamhet.
- Att möjliggöra kostnadsjämförelser genom att uppskatta kostnader för vattenhantering uttryckt som årskostnad (investering och drift), samt uttryckt per avskiljd mängd förorening.

2 Metodik

De olika förorenade vattnen har beskrivits med avseende på mängd och föroreningsinnehåll, reningsbehov, behandlingsbarhet, och vad som bedömts vara rimliga reningsmål. Utredningsarbetet rörande det sanitära avloppsvattnet har följt metodiken ”öppen VA-planering”. Denna metod studerar tekniska möjligheter från platsgivna förutsättningar och tolkningar av miljöbalkens kravregler. Öppen VA-planering förutsätter att flera alternativ studeras och att verksamhetsutövaren deltar i arbetet med att formulera krav och bedöma konsekvenser. Detta innebär att bedömningar och slutsatser är väl förankrade som underlag för fortsatt planering (till exempel projektering), men också för ansökan om tillstånd. På så sätt blir miljökonsekvensbeskrivningen också ledande för planeringsprocessen istället för att vara ett formellt påhäng på slutet när lösningen redan är vald.¹

Studier av hanteringsalternativ för bergdränage- och lakvatten har genomförts på liknande, men något mer traditionellt sätt än för sanitärt vatten. Behov och olika möjligheter för behandling har studerats. Miljöpåverkan har bedömts och ställts mot kostnader för behandling. Mycket av denna analys gjordes i en tidigare utredningsfas, där bland annat naturnära biologisk kväverening jämfördes med konventionell biologisk kväverening (SBR eller aktiv-slammetod) och elektrokemisk rening (bilaga 8).

I denna utredningsfas har de lokala förutsättningarna studerats för att se om och hur naturnära biologisk kvävereduktion kan åstadkommas. Här har information inhämtats från kartmaterial, men framförallt genom att områden studerats i fält.

Dagvatten hanteras i dag nästan uteslutande med ”lokalt omhändertagande”, LOD. I utredningen beskrivs vilka allmänna principer som bör gälla för LOD vid detaljplanering av driftområde och tillfartsvägar, samt vid byggande och drift.

Arbetet har bedrivits i nära samråd med SKB. Flera avstämningsmöten har hållits. Information och uppgifter om platsen har erhållits från SKB:s personal och Ramböll. SKB:s rapporter från platsundersökningarna samt en mängd andra litteraturkällor har också använts.

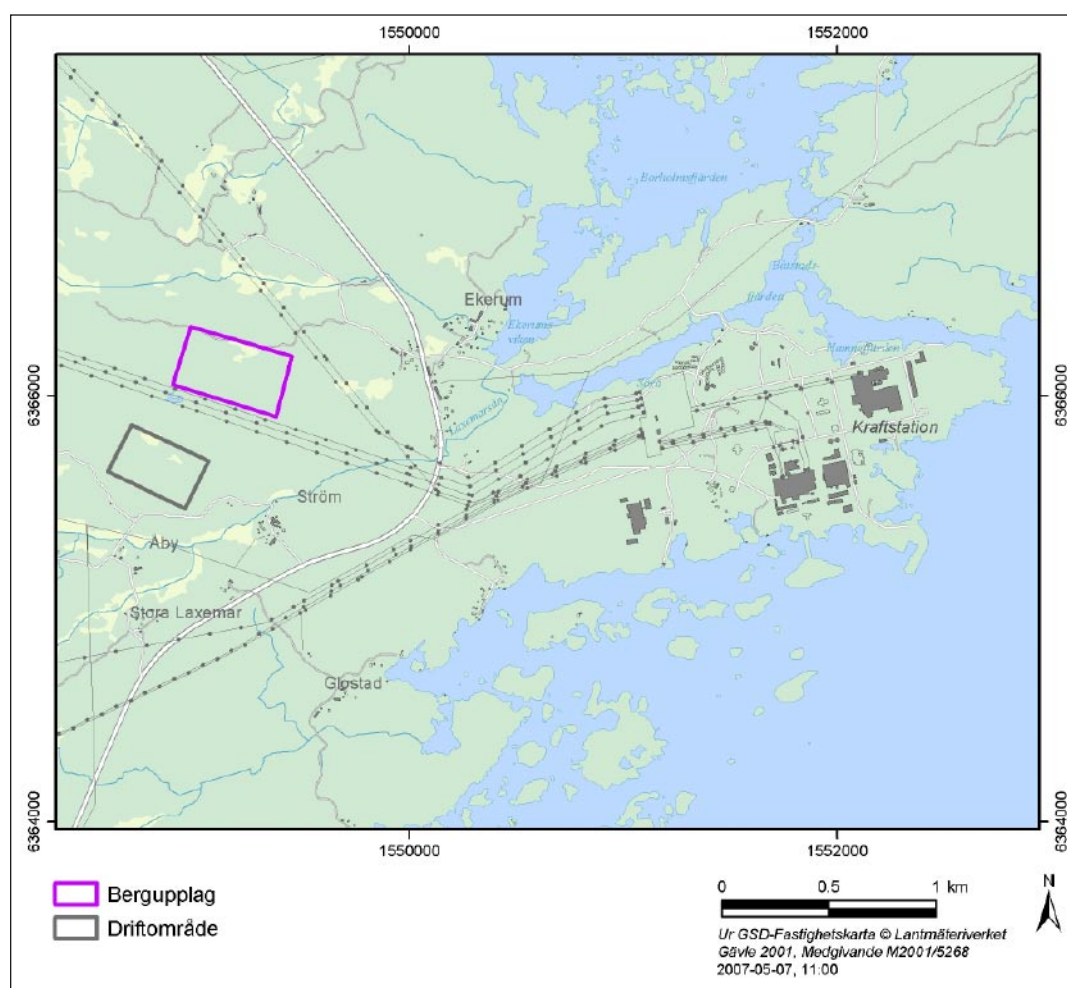
¹ För ytterligare beskrivning av metodiken, se www.swedenviro.se eller www.ecosanres.org.

3 Förutsättningar

3.1 Platsen

Det planerade läget för slutförvarets driftområde och bergmasseupplag kallas "Oxhagen" och ligger ca 3 km väster om Oskarshamns kärnkraftverk. Platsen ligger avskilt till, långt från samlad bebyggelse, och saknar infrastruktur förutom en kraftledningsgata och två mindre grusvägar.

Närmaste befintliga avloppsreningsanläggning att eventuellt nyttja för slutförvarets verksamheter ligger på ett avstånd av ca 3 km och utgörs av det lokala reningsverket vid Oskarshamns kärnkraftverk. Dricksvattenförsörjning för området är under utredning. Landskapet är småkuperat med storblockig och sandig morän och mycket berg i dagen /Werner et al. 2006/. I sänkor och dalgångar finns avsatta linser med finsediment. Dessa områden är gamla inägor som nyttjats som slätter- och åkermark. Fortfarande bedrivs ett extensivt jordbruk inriktat på foderproduktion och kreatursbete. Totalt utgör den odlade marken endast några få procent av markanvändningen i trakten /Lindborg 2006/.



Figur 3-1. Orientering – driftområde och bergupplag för det planerade slutförvaret, läge Oxhagen, samt kärnkraftverket, befintligt vägnät, bebyggelse, Laxemarån, Ekerumsviken, Borholmsfjärden och Hamnefjärden.



Figur 3-2. Oxhagen – platsen för driftområdet för det planerade slutförvaret i Oskarshamn. (Foto D. Stråe, WRS Uppsala AB.)

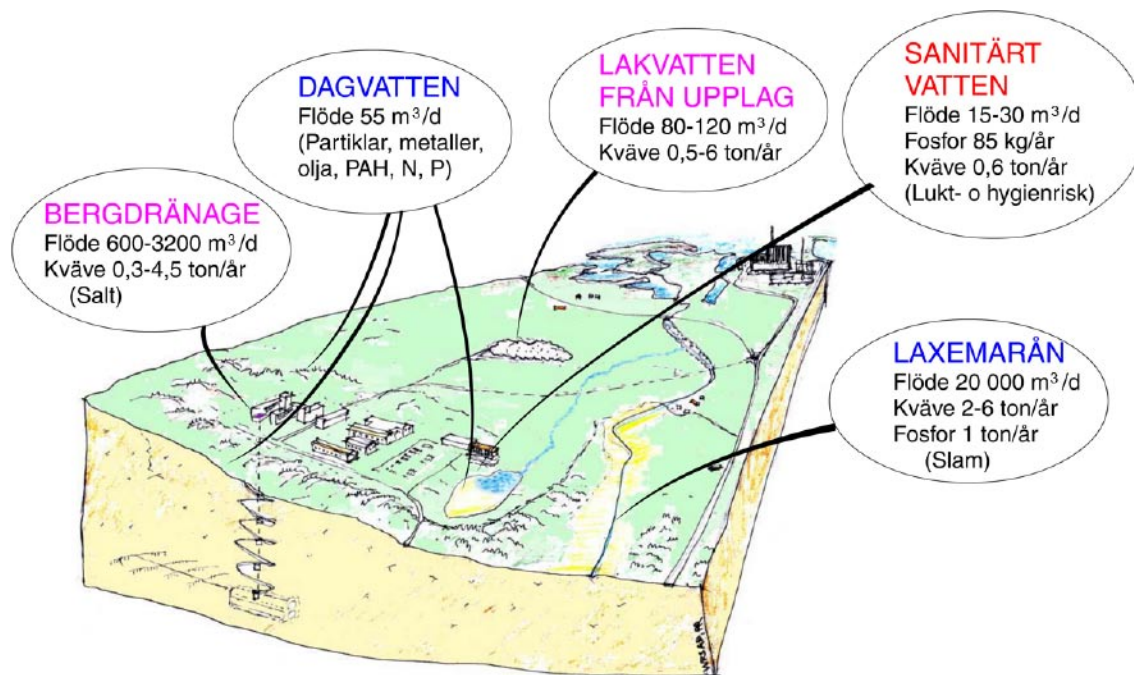
Det planerade driftområdet ligger inom Laxemaråns avrinningsområde, ca 400 m norr om själva ån. Laxemarån mynnar i Ekerumsviken på norra sidan om Simpevarpshalvön där kärnkraftverket ligger. Lokalt kan platsen för driftområdet delas in i tre små delavrinningsområden där avrinningen från det norra och det östra delområdet sker i nordostlig riktning via två dikesförgreningar öster respektive norr om själva driftområdet. Efter att ha förenats löper diket i en sydostlig båge ner mot Laxemarån. Avrinningen från platsen för bergmasseupplaget bedöms också huvudsakligen ansluta till detta avrinningsstråk. Från den södra delen av driftområdet sker avrinningen direkt söderut mot Laxemarån (bilaga 2).

3.2 Uppkomst och mängder av förorenat vatten

3.2.1 Sanitärt avloppsvatten

Det sanitära avloppsvattnet som uppstår vid slutförvaret härrör från användning av toaletter, urin- oarer, handfat, pentryn, tvättställ och duschar i driftområdets personal-, drift- och besöksanläggningar, samt sanitära installationer nere i slutförvaret. De största mängderna spillvatten produceras ovan jord, där bland annat avlopp från duschar och restaurang ingår (finns inte nere i slutförvaret).

Mängden spillvatten har beräknats från förväntat antal människor som kommer att vistas i området under bygg- respektive driftskede. Förutom den personal som kommer att arbeta vid slutförvaret har hänsyn tagits till annan personal som kan komma att belasta sanitetsanläggningen (till exempel lastbilschaufförer för uttransporter av bergkrossmaterial), samt till studiebesök. Åtskillnad har även gjorts mellan administrativ personal (kavajer) och drifts-/byggpersonal (overaller). Skälet till detta är att dessa båda personalkategorier kommer att producera olika mängder spillvatten (avloppsfraktioner), bland annat till följd av att endast drift-/byggpersonalen förväntas duscha på arbetsplatsen.



Figur 3-3. Det planerade slutförvaret kommer att ge upphov till flera typer av förorenade vatten under både bygg- och driftskede. Den schematiska bilden över driftområde och bergmasseupplag vid Oxhagen anger var olika vattenströmmar uppstår, hur stora de är och hur stora föroreningsmängder de transporterar. För jämförelse har även Laxemaråns flöde och föroreningstransporter lagts in i bilden. Av siffrorna framgår att det planerade slutförvaret kan ge upphov till kvävetransporter av samma storleksordning som i dag tillförs Ekerumsviken via Laxemarån.

I tabell 3-1 visas antalet personer som kommer att vistas i området och belasta avloppssystemet.

Uppskattade mängder vatten och föroreningar har beräknats från bedömd närvarotid och aktiviteter för de olika kategorierna. Aktiviteter avser antal toalettbesök, måltider, duschningar med mera uttryckt per personkategori och dygn. Flöden genererade från olika aktiviteter baseras på information från leverantörer och från schablonisiffror framtagna av bland annat Svenskt Vatten /Svenskt Vatten 2004/.

Traditionellt blandas alla avloppsfraktioner (urin, fekalier och BDT-vatten) så att allt vatten och alla föroreningar hamnar i spillvattenfraktionen. Används källsorterande avloppssystem (urinsortering eller klosettavloppssortering) sker en uppdelning av vatten och föroreningsmängder. Detta innebär att flöden och föroreningsmängd i spillvattnet ändras.

Tabell 3-1. Antal personer som antagits komma att vistas i området och bidra till produktion av spillvatten och avloppsfraktioner, samt ungefärlig närvarotid per dag.

	Byggskede (antal)	Driftskede (antal)	Vistelsetid (h/dag)
Heltidspersonal (medel)	350	230	8–10
Heltidspersonal (maximalt)	500	300	8–10
Heltidspersonal (som lägst)	25	25	8–10
Extern personal (transporter, mm)	50	50	1–2
Studiebesökare	50	50	2–4

Flöden

För framräkning av spillvattenflöden har de olika personkategoriernas producerade vattenmängder multiplicerats med antalet personer inom respektive kategori.

I tabell 3-2 redovisas specifik spillvattenproduktion för respektive personkategori samt beräknat maxdygnflöde för olika typer av spillvattensystem.

Förutom mängden spillvatten kan även annat vatten tillföras till spillvattensystemet. Här förutsätts att dränvatten från husgrunder, tvätt- och spolvatten från maskinhallar och fordon eller maskiner ej tillförs. Däremot är det svårt att helt förhindra att grundvatten och dagvatten läcker in i systemet. Man brukar för nya ledningssystem lagda med plaströr och gummipackning räkna med ett inläckage om 2–5 liter vatten per meter ledningslängd och dygn. Här används den konservativa siffran 5 l/m d /Naturvårdsverket 1991/.

Den totala ledningslängden för uppsamlingsystemet i arbetsområdet har uppskattats bli ca 1 000 m, vilket ger ett inläckage på ca 5 m³/dygn.

Den dimensionerande hydrauliska belastningen för förbehandling och behandling (q_{dim}) beräknas ur följande ekvation:

$$q_{dim} = Q_s/T_s + Q_d/T_d$$

där Q_s är dygnsspillvattenflödet, T_s är tiden av dygnet för spillvattenflöde (timmar), Q_d är det inläckande dygnssflödet och T_d är tiden av dygnet då inläckage sker (timmar). I detta fall sätts T_s till 12 och T_d till 24. I tabellen nedan redovisas relevanta flöden för de olika typerna av spillvattensystem som är aktuella.

Föroreningsmängder

Den mängd föroreningar som de olika personkategorierna tillför spillvattensystemet har beräknas från vistelsetiden och schablonsiffror för normal specifik föroreningsbelastning /Naturvårdsverket 2006a/. Nyligen har regeringen fattat beslut om att förbjuda fosfater i tvättmedel. När detta förbud implementerats kommer schablonsiffrorna att ändras något. Det innebär för spillvattenhanteringen för SKB:s planerade verksamhet att mindre mängder fosfor genereras än de som här redovisas, framförallt i BDT-fraktionen.

I tabell 3-3 anges föroreningsbelastning för det planerade spillvattensystemet i Oskarshamn. Av tabellen framgår bland annat att källsortering marginellt minskar BOD-belastningen medan näringsbelastningen reduceras kraftigt.

Tabell 3-2. Specifik spillvattenproduktion och utsorterade fraktioner per personkategori och spillvattensystem, samt spillvattenflöde vid högbelastning under byggskede.

Specifik spillvattenproduktion	Enhet	Blandat avlopp (WC och BDT)	Urinsortering	Klosettvalsensortering
Heltidspersonal	l/pd	63	56	40
Extern personal (transporter, mm)	l/pd	8	8	8
Studiebesökare	l/pd	10	9	8
Spillvattenflöde vid högbelastning (Q_{sl})	m ³ /d	32	29	27
Inläckage totalt (Q_d)	m ³ /d	5	5	5
Dimensionerande flöde (q_{dim})	m ³ /h	2,9	2,6	2,5

Tabell 3-3. Dimensionerande föroreningsbelastning i spillvattenfraktionen för det planerade spillvattensystemet i Oskarshamn, samt årsmängder av de olika föroreningar som tillförs avloppsvattnet med olika system.

Spillvatten	Enhet	Blandat avlopp (WC och BDT)	Urinsortering	Klosettvattnensortering
Dimensionerande mängder:				
BOD ₇	g/d	8	8	4
Fosfor	g/d	0,33	0,1	0,7
Tillförda mängder totalt:				
BOD ₇	kg/år	2 900	2 900	1 500
Fosfor	kg/år	85	25	24
Kväve	kg/år	600	85	25

Ett motiv för införande av källsorterande avlopp är som framgår av tabell 3-3 ovan att mängden näring till spillvattnet kan reduceras och därmed även behovet av rening och tillhörande kostnader. Ett annat skäl är att man därigenom bibehåller växtnäringen ren och koncentrerad och på så sätt underlättar återföring till jordbruk. Tabell 3-4 visar förväntade mängder och näringsinnehåll i urin respektive klosettvattnet.

En sammanfattning av redovisade siffror är att verksamheten ungefär motsvarar 115 personekvivalenter (1 pe = 70 g BOD₇ per dygn). Vidare framgår att källsortering avskiljer 70 % eller mer av näringen vid källan. Detta är logiskt med tanke på att man dagtid framförallt tillför näring till avloppssystemet via urinerings.

I bilaga 3 redovisas hela underlaget för beräkning av flöden och mängder.

3.2.2 Bergdränage och släckvatten

Bergdränagevattnet utgörs i huvudsak av inläckande grundvatten till ramp, centralområde och deponeringstunnlar, men också av bruksvatten från borrh- och sprängarbeten. Bruksvattnet består i huvudsak av spolvatten som används för att spola av berget för att göra det möjligt att återuppta arbetet efter detonation. På grund av sprängmedelsanvändningen kommer spolvattnet att förorenas med kväve i form av lika delar nitrat och ammonium.

Uppfördring av bergdränagevattnet till marknivån sker stegvis om ca 100 höjdmeter åt gången. Från förvarsnivån uppfordras vatten från ca 500 meters djup, medan vatten som läcker in i tunneln (rampen) uppsamlas vid varje 100-metersnivå. Dränagevattnet som pumpats upp till marknivån pH-justeras eventuellt. Vattnet är ca 14 grader varmt och innehåller sålunda mycket värmeenergi. En del av denna energi växlas över med värmepump för uppvärmning av lokalutrymmen.

Tabell 3-4. Mängder och näringsinnehåll i uppsamlad urinlösning respektive klosettvattnet.

Avloppsfraktion	Mängd (m ³ /år)	Fosfor (kg/år)	Kväve(kg/år)
Urinlösning	85	60	515
Klosettvattnet	45	65	540

Utöver kväve kommer bergdränagevattnet även att förorenas med partikulärt material i form av cementrester, borrhax, oljerester och andra föroreningar från arbetsfordon och maskiner. På grund av cementanvändningen kan vattnet tidvis få högt pH.

Allt bergdränage kommer före uppfordring att passera sedimentationsbassänger och oljeavskiljare.

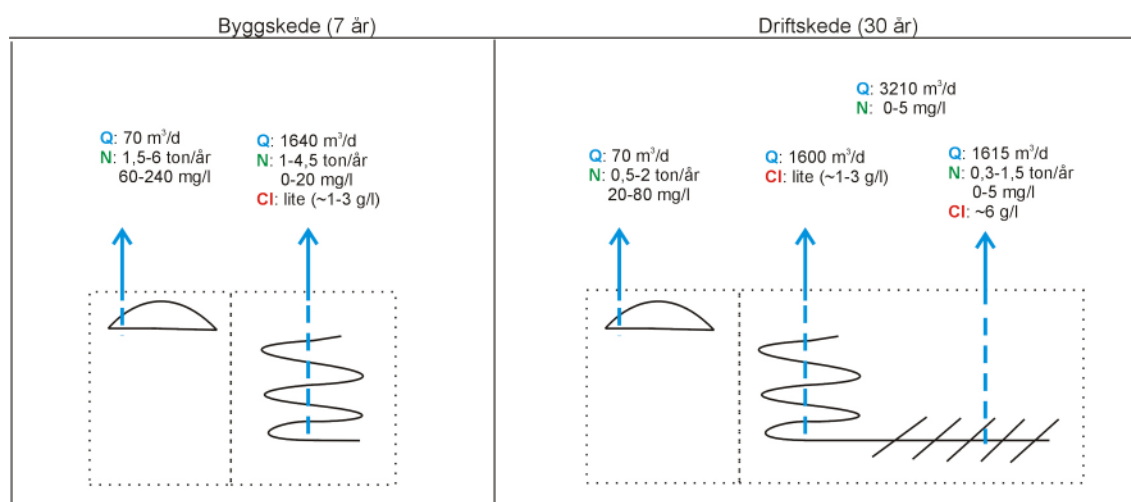
Grundvattnets och bergdränages salthalt ökar med djupet ner i berggrunden. På 500-metersnivån förväntas salthalten som mest vara ca 1,5 % (eller 15 g Cl⁻/l). Detta är ungefär dubbelt så hög salthalt som i Östersjöns vatten utanför Oskarhamn.

Vid eventuell brand i slutförvaret uppstår ett släckvatten till följd av brandbekämpning med sprinklervatten och/eller brandförsvarets fordon. Släckvattnet kan innehålla en rad föroreningar som BOD₇, PAH (polyaromatiska kolväten), tungmetaller, dioxiner, flamskyddsmedel, tensider med mera /Larsson et al. 2002/. Släckvattenkapaciteten för uttag med brandförsvarets fordon uppgår till 20 l/s och sprinklervattenflödet till ca 42 l/s /Ramböll 2007/. Totalt alstras alltså maximalt 150 m³ släckvatten per timme vid brandbekämpning. Momentant är alltså släckvattenflödet långt större än bergdränaget.

Data för utformning och dimensionering av behandling har beräknats utifrån följande givna planeringsförutsättningar från SKB:

- Inläckage grundvatten: 14–37 l/s
- Uttag fast berg, byggskede, 7 år: 714 000 m³
- Uttag fast berg, driftskede, 30 år: 1 041 000 m³
- Spolvattenbildning: 0,08–0,16 m³ vatten/m³ fast berg
- Åtgång sprängmedel: 2,2 kg/m³ fasta bergmassor
- Kväveinnehåll sprängmedel: 0,27 viktprocent
- Sprängmedelsförluster: 5–15 % ej detonerat sprängmedel

Förväntade flöden, föroreningsmängder och halter i bergdränage och lakvatten under bygg- respektive driftskede anges i figur 3-4. Antaganden och beräkningar återfinns i sin helhet i bilaga 5.



Figur 3-4. Bergdränage och lakvatten – förväntade flöden, föroreningsinnehåll och halter vid det planerade slutförvaret under bygg- respektive driftskede. Som framgår av figuren produceras mest föroreningar (kväve) under byggskedet medan flödet är större vid driftskedet.

3.2.3 Lakvatten från bergmasseupplag

Uttaget av berg under både bygg- och driftskede ger upphov till stora mängder utsprängda bergmassor. Bergmassorna förs upp ur underjorden med skip (berghiss) och transporteras sedan med transportband till produktionsbyggnaden eller bergmasseupplaget ett hundratal meter norr om driftområdet. En del av bergmassorna kommer troligen att avyttras, men övriga massor skall användas för återfyllning av utsprängda bergrum i samband med avvecklingen av slutförvaret. Som planeringsförutsättning för föreliggande utredning har gällt att upplaget påbörjas då byggskedet inleds och att det sedan successivt byggs upp under bygg- och driftskede. Därefter avvecklas upplaget under de efterföljande femton åren.

Bergmassorna i upplaget innehåller kväve härrörande från sprängmedelsrester. Kvävet föreligger som nitrat- och ammoniumjoner (fördelning 50–50) och förväntas lakas ut i samband med nederbörd och avsmältning. De förväntade kvävemängderna är under byggskedet 1,5–6 ton/år och under driftskedet 0,5–2 ton/år. Spannet beror på osäkerheter rörande mängden odetonerat sprängmedel samt på sprängmedelsresternas fördelning mellan massor och spolvatten. Ytterligare en faktor som kan komma att påverka spannet är typen av sprängmedelsämne som kommer att användas. För beräkningar av kvävemängder och vattenflöden har planeringsförutsättningen att inga massor avyttras gällt. Förutom kväve förväntas det bildade lakvattnet från upplaget föra med sig finpartikulärt bergmaterial.

Platsen för bergmasseupplaget ligger nära en vattendelare varför tillskottet av vatten från omgivande mark bedöms bli litet. Genom att anlägga inre och yttre avskärande diken runt upplaget kommer lakvattnet och vattnet från omgivande mark dessutom vara möjliga att hålla isär i hög grad. Vid beräkningar av lakvattenflöden har lika stora kringtytor som upplaget självt antagits bidra, det vill säga 6 ha. Mängden lakvatten som produceras styrs i första hand av nederbördsmängd och avdunstning, men också till viss del av graden av ytavrinning i upplaget. Årsmedelflödet har beräknats till 26 000 m³/år, vilket motsvarar ca 70 m³/d. I samband med nederbörd och avsmältning kan flödet dock förväntas bli många gånger större.

Flöden, föroreningsmängder och halter i bergdränage och lakvatten under bygg- respektive driftskede anges i figur 3-4.

3.2.4 Dagvatten

Det regn- och smältvatten som avrinner från ett exploaterat område eller annan yta inom tätbebyggt område, samt från vägar, kallas vanligen för dagvatten.

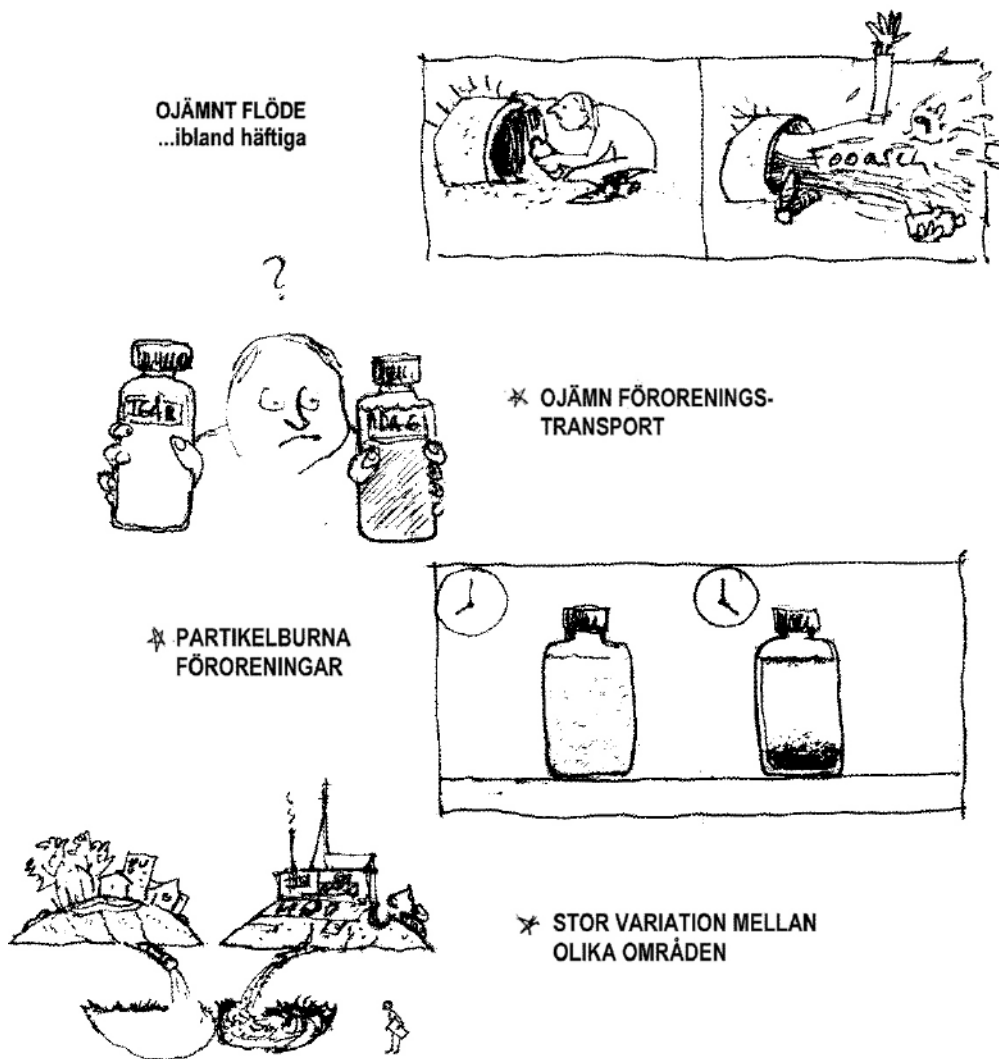
Från naturmark avrinner normalt endast en mindre del av nederbörden på marken. Det mesta av vattnet infiltrerar i marken eller avdunstar. Eftersom stora delar av exploaterade områden täcks av hårdgjorda ytor som tak, asfalterade gator och parkeringar blir konsekvensen att den naturliga infiltrationen och avdunstningen minskar. Avrinningen från exploaterade områden blir därför större och flödesvariationerna betydligt häftigare än från naturmark. Risken för översvämningar och vattenskador på hus och annan bebyggelse ökar. Tidigare stadsbyggande har försökt lösa avledningsproblemet med omfattande kulvertering, det vill säga genom att uppsamla dagvattnet i brunnar och leda bort det i ledningar till närmaste recipient. Trots stora ledningar och höga kostnader uppstår återkommande problem eftersom det inte är ekonomiskt möjligt att dimensionera ledningssystem för hur höga nederbördsintensiteter som helst.

Sedan 1970-talet används därför också en annan princip för dagvattenhantering som innebär att man så långt möjligt undviker kulvertering och istället hanterar dagvattnet på platsen där det uppstår, så kallat lokalt omhändertagande av dagvatten (LOD). I kombination med en genomtänkt höjdsättning av gator och hus, anpassad till platsens topografi, kan kulvertering undvikas och stora kostnader sparas.

Senare decenniers forskning och miljöövervakning har också visat att dagvatten innehåller både växtnäringsämnen och en mängd tungmetaller och organiska substanser med negativ påverkan på vattenmiljöer. Transporten av föroreningar till recipienten motverkas med åtgärder för LOD eftersom regn- och smältvatten då i hög grad tvingas passera över och infiltrera bevuxen mark vilket leder till fördröjning och minskad ytavrinning eftersom partiklar då kan avfiltreras, sedimenteras och föroreningar inbindas eller brytas ned till ofarliga restprodukter.

I dagvattnet från driftområdet kan framförallt inerta smutspartiklar förväntas, det vill säga kiseldamm och annat bergkrossrelaterat material. Dessa partiklar är inte giftiga i sig men kan ändå få negativa effekter på närliggande vattenmiljöer genom grumling samt sedimentation på undervattensvegetationens blad och på botten. Dessutom kommer tungmetaller, organiska föroreningar och näringsämnen att tillföras dagvattnet. Föroreningarna uppstår till följd av ökad erosion vid avverkning samt vid schakt- och grävarbeten, men också genom korrosion, slitage och åldrande av yttre byggnadsmaterial. Föroreningarna kommer också från avgaser och smörjoljor samt genom slitage av bildäck, vägbana och bromsbelägg etcetera. Även långväga luftburna föroreningar bidrar till föroreningen av dagvatten.

Typiskt för dagvatten



WRS/PQ. 99.04.10

Figur 3-5. Det är kännetecknande för dagvatten att flöden och föroreningstransporter varierar kraftigt. (Teckning P. Ridderstolpe, WRS Uppsala AB.)

Dagvattnet från driftområdet och dess tillfartsvägar omfattas av miljöbalkens allmänna hänsynsregler. Detta innebär att verksamhetsutövaren är skyldig att utföra de skyddsåtgärder och försiktighetsmått som behövs för att förebygga, hindra eller motverka att skada eller olägenhet för människors hälsa eller miljön uppstår. Bästa möjliga teknik skall användas. Dessa försiktighetsmått skall vidtas så snart det finns skäl att anta att en verksamhet eller åtgärd kan medföra skada eller olägenhet för människors hälsa eller miljön.

Den samlade avrinningen ifrån området för det planerade driftområdet sker söderut mot Laxemarån. Detta kommer inte exploateringen att förändra. Däremot är det troligt att vattendelarna mellan de tre lokala avrinningsstråken kan komma att förflyttas några hundratals meter. Konsekvenserna av detta bedöms vara försumbara.

Exploateringen innebär att området förvandlas från skogsmark till industriområde. Detta påverkar avrinningens storlek, variation och föroreningsinnehåll. I en situation då inga LOD-åtgärder vidtas beräknas föroreningstransporterna öka med en storleksordning av ca 10 ggr räknat på årsbasis. Framförallt påverkas uttransporten av fosfor, zink, krom, nickel och kadmium samt olja. Utan LOD-åtgärder skulle utsläppen av vissa tungmetaller öka mer än 100 ggr. Även vid ett sådant ”värsta scenario” är dock mängderna av tillförda föroreningar relativt sett små. Fosforutsläppen uppgår till exempel till 7 kg per år och olja till ca 60 kg per år. Resultat av utförd beräkning anges i tabell 3-5. För information om beräkningsmetod och indata hänvisas till bilaga 7.

3.3 Recipienter

De förorenade vattenströmmarna som uppkommer vid det planerade driftområdet måste efter behandling släppas ut till lämplig ytvattenrecipient. För att slippa leda eller pumpa vattnet långa sträckor är det en fördel om närmaste lokala ytvattensystem kan användas. Här nedan beskrivs ytvattenrecipienterna i anslutning till det planerade driftområdet och bergmasseupplaget vid Oxhagen. Recipienterna utgörs i tur och ordning av Oxhagsdiket, Laxemarån, Ekerumsviken och öppna Östersjön. I det fall OKG:s avloppsreningsverk vid kärnkraftverket skulle nyttjas för behandling av sanitärt vatten blir också Hamnefjärden recipient.

3.3.1 Oxhagsdiket

Driftområdet och dess omgivning avvattnas huvudsakligen via ett dikessystem med förgreningar öster och norr om själva driftområdet. Avrinningen från dikesgrenarna sker i nordlig respektive östlig riktning till en gemensam punkt nordost om driftområdet, varifrån det sedan löper ca 600 m i en sydostlig båge ner mot Laxemarån. Diket mynnar i Laxemarån ca 1 km uppströms åns utlopp i Ekerumsviken. Ekerumsviken är en inre havsvik och kan sägas utgöra den regionala recipienten (se karta, figur 1-3). Dikessystemet utgör driftområdets närmaste recipient och kallas för Oxhagsdiket i denna rapport.

Oxhagsdikets avrinningsområde har översiktligt uppskattats till knappt 1 km². Området utgörs till stora delar av skogsbeklädd (eller avverkad) moränmark. Här och var ligger små öppna inägor för vars avvattning dikena en gång i tiden anlagts.

Tabell 3-5. Förväntade flöden och föroreningar i dagvatten före och efter exploatering i det fall åtgärder för lokalt omhändertagande ej vidtas.

	Yta ha	Red. yta ha	Flöde m ³ /år	P kg/år	N kg/år	SS ton/år	Pb kg/år	Cu kg/år	Zn kg/år	Cr kg/år	Ni kg/år	Cd g/år	Olja kg/år	PAH g/år
I dag	7,2	0,4	2 271	0,1	2	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5		
Efter expl.	7,2	3,6	22 711	6,8	41	2,3	0,7	1,0	6	0,3	0,4	34	57	23
Förändring		3,2	20 440	6,7	39	2,2	0,7	1,0	6	0,3	0,4	34	57	23
Förändring, ggr		10	10	75	23	25	50	69	180	280	320	75		

Ungefär halvvägs ned mot Laxemarån möter Oxhagsdiket avrinningen från platsen för det planerade bergmasseupplaget (se bilder i figur 3-7). Oxhagsdiket rinner sedan vidare genom små öppna inågor en sträcka innan vattnet når ett vackert skogsparti med ädellövträd, där det i små fall och rännilar tar sig nerför den norra sluttningen av Laxemaråns dalgång. Nere på åbrinken rinner vattnet fram i ett grunt dike utmed kanten på en öppen ängsmark innan det slutligen mynnar i Laxemarån.

Någon specifik inventering av dikessystemet med avseende på sällsynta växt- eller djurarter har inte gjorts inom ramen för detta uppdrag.



Figur 3-6. Oxhagsdiket vid Oxhagen (överst till vänster), vid platsen nedanför bergmasseupplaget (överst till höger), vid passagen av den skyddsvärda skogen (nederst till vänster), samt vid utloppet vid den gamla ängsmarken vid Laxemarån (nederst till höger). (Foto D. Stråe, WRS Uppsala AB.)



Figur 3-7. Laxemarån nedströms Oxhagsdikets tillflöde (till vänster) och det flacka våtmarksområdet uppströms väg 743 (till höger). (Foto D. Stråe, WRS Uppsala AB.)

3.3.2 Laxemarån

Laxemaråns avrinningsområde är 41 km² stort och domineras av skogsmark (88 %). Jordbruk och annan öppen mark upptar ca 11 % (ungefär lika stora andelar) /Brunberg et al. 2004/. Laxemarån mynnar i Ekerumsviken, vilken beskrivs i nästa avsnitt.

Nedströms den punkt Oxhagsdiket rinner ut i ån är Laxemarån kanaliserad i ett brett och djupt dike. Ån flyter härifrån och fram till passagen under väg 743 i en mycket flack dalgång. Vattenytan ligger nära markytan och bildar ett våtmarksområde, förr nyttjad som slåttermark, i dag under igenväxning. Våtmarken är ca 3 ha stor och är väl avgränsad från omgivningen genom uppskjutande bergryggar.

Vegetationen är typisk för igenväxande madängar. I över delen av våtmarken dominerar grenrör och rörflen. I den nedre delen täcker videbuskar stora områden. Med en enkel sondering med käpp konstaterades att lerdjupet är litet (i centrala partiet ca 2,5 m) och att det organogena lagret ovanför leran är tunt (20–30 cm) och väl nedbrutet. Den övre jordprofilen består i huvudsak av kärrtorv. Inslaget av gyttja bedömdes vara litet.

Nedströms väg 743 faller Laxemarån ned mot ett låglänt område med fuktlövskog som vid höga havsnivåer till stora delar ställs under vatten. Utloppet till Ekerumsviken anlades i samband med att Oskarshamns kärnkraftverk byggdes (se nästa avsnitt).

Inventeringar av ån har inte visat på några högre värden. Man har varken funnit havsvandrande fisk, kräftor eller sällsynta växt- eller djurarter (Wijnbladh 2007, pers. komm.).

Primärproduktionen i ån är sannolikt begränsad av fosfortillgången.

3.3.3 Ekerumsviken



Figur 3-8. Ekerumsvikens inre del. (Foto D. Stråe, WRS Uppsala AB.)

Ekerumsviken är ca 17 ha stor och utgör en sammanhållen bassäng med ett maximalt djup på ca 3 m. Kontakten med den utanför liggande Borholmsfjärden sker via en grund tröskel (ca 1 m djup). Viken tillförs sötvatten via Laxemarån och Ekerumsbäcken. Laxemarån är avsevärt större än Ekerumsbäcken (41 km² stort avrinningsområde jämfört med 3 km²) och dominerar således påverkan från land.

Vid normal vattenföring och vattenutbyte med havet anses andelarna söt- respektive saltvatten ungefär lika. Vattnets teoretiska medelutbytestid har beräknats uppgå till knappt en vecka. Undervattensvegetationen är rik och varierad. Havsnajas och slangalger av släktet *Vaucheria*, samt kransalger är vanliga. Dessutom förekommer rikliga bestånd med slingerväxter (*Myriophyllum sp.*) och olika nateväxter (*Potamogeton sp.*). Vattnet i viken anses vara kraftigt påverkat med avseende på siktdjup, halter av kväve, fosfor, organiskt kol, suspenderat material och klorofyll a. Orsaken till påverkan anses vara den omledning av Laxemarån till viken som gjordes 1972 i samband med anläggandet av kärnkraftverket /Medins Sjö- och Åbiologi AB 2004/.

Kvoten mellan kväve och fosfor är generellt hög (> 30) (Wijnbladh 2007, pers. komm.), vilket indikerar att primärproduktionen i första hand är fosforbegränsad.

3.3.4 Hamnefjärden

Hamnefjärden utgör både recipient för OKG:s befintliga avloppsreningsverk och för det utgående kylvattnet från kärnkraftverket. Eftersom kylvattenflödet är avsevärt större än avloppsvattenflödet sker troligen en mycket snabb och kraftig utspädning av utgående avloppsvatten. Dessa förhållanden förändras inte vid en eventuell anslutning av sanitärt vatten från slutförvaret. Om driften av kärnkraftverket avslutas förändras dock förutsättningarna genom att kylvattenflödet stoppas, men eftersom utsläppspunkten ligger nära öppna havet och fjärden kan antas vara välventilerad tycks Hamnefjärden utgöra ett fullgott recipientalternativ oavsett kylvattenflöde eller inte.

4 Hantering av förorenade vatten

De olika vattenströmmarna som produceras vid slutförvaret utgör på olika sätt risk för negativ miljöpåverkan. Störst potentiell risk bedöms det sanitära vattnet utgöra då detta innehåller sjukdomsframkallande mikroorganismer likväl som kraftigt syreförbrukande och gödande ämnen. Största bidragen av vattenburet växtnäringskväve torde uppkomma från upplaget av bergmassor.

Nedan redovisas möjligheter och förslag till behandling och bortledning av de olika vattenströmmarna.

4.1 Sanitärt avloppsvatten – möjligheter och förslag till hantering

4.1.1 Krav på avloppshantering

Avloppsvattenrening kan sägas ha tre huvudsyften:

- att hindra smittspridning via avloppsvatten,
- att minska utsläpp av närsalter och miljöfrämmande ämnen till recipienter,
- att återföra växtnäringsämnen till produktiv mark.

Det finns ett flertal tekniker som kan uppfylla dessa syften, men faktorer såsom rådande platsförutsättningar, belastningssituation, ekonomi och brukaraspekter påverkar i hög grad vilken avloppslösning som är mest lämplig i det specifika fallet.

För att kunna bedöma och jämföra olika tekniska lösningar har en kravspecifikation formulerats tillsammans med verksamhetsutövaren. Kravspecifikationen anger minimikrav med avseende på smittskydd, recipientskydd och hushållning/återvinning (tolkningar av miljöbalken). Den ger också uttryck för verksamhetsutövarens målsättningar och krav.

Smittskydd

Risk för människors hälsa eller olägenhet (lukt eller flugor) får varken uppstå på grund av själva avloppssystemet eller på grund av utgående vatten från anläggningen. Det gäller även vid eventuell bräddning och vid hantering av restprodukter. I detta fall kommer behandlat utgående avloppsvatten vid en lokal lösning att bortledas via en mycket liten recipient, ”Oxhagsdiket”, tillsammans med bergdränage och dagvatten från området. Utspädningsgraden riskerar att bli liten i jämförelse med situationen i en välventilerad recipient som Hamnefjärden. Därför är det viktigt att smittämnen avskiljs effektivt med endera förebyggande teknik (källsortering) eller genom behandling vid en lokal lösning.

Ett sätt att försäkra sig om att smittskyddet är fullgott är att se till att det rena avloppsvattnet där det fritt exponeras för människor och djur uppfyller kriterierna för strandbad (tabell 4-1). Anläggningen får heller inte medföra mer än normala hygieniska risker för driftpersonal. Lagring, behandling och hämtning av restprodukter som rens, slam, urin och klosettwater eller liknande, skall kunna ske på ett hygieniskt säkert sätt.

Tabell 4-1. Bedömning av badvattenkvalitet enligt Naturvårdsverket /Naturvårdsverket 1996/.

	Tjänligt	Tjänligt med anmärkning	Otjänligt
Presumptiva E. coli (st/100 ml)	< 100	100–1 000	> 1 000
Presumptiva fekala streptokocker (st/100 ml)	< 100	100–300	> 300

<p>Smittskydd</p> <ul style="list-style-type: none"> • Systemlösningen skall tillgodose höga krav på hygien och smittskydd, det vill säga: <ul style="list-style-type: none"> – Installationer och anläggning skall säkerställa god hygienisk standard. Lukt och flugor med mera skall minimeras.* – Där utgående vatten fritt exponeras för människor och djur skall gängse norm för badvattenkvalitet uppfyllas.** – Bakteriell kontaminering av grundvatten skall minimeras. – Uppsamling och hantering av restprodukter skall ske på ett hygieniskt acceptabelt sätt.** <p>Recipientskydd</p> <ul style="list-style-type: none"> • Fosfor: Minst 70 % reduktion skall uppnås.* • Kväve: Minst 30 % totalreduktion skall uppnås. Av utgående kväve skall merparten föreligga som nitrat. • BOD₇: Minst 90 % reduktion skall uppnås.* • Toxiska organiska ämnen skall reduceras innan utsläpp sker till känslig recipient. <p>Hushållning och återvinning</p> <ul style="list-style-type: none"> • Realistiska möjligheter att omhänderta restprodukter skall finnas, så att: <ul style="list-style-type: none"> – minst 50 % av fosfor kan återvinnas, – alternativt minst 25 % av samtliga växtnäringsämnen.** • Vatten och dess värmeinhåll skall om möjligt återvinnas. <p>* Motsvarar "normal nivå" i NV:s Allmänna Råd (AR) 2006:7 om små avloppsanläggningar.</p> <p>** Motsvarar "hög nivå" i NV:s Allmänna Råd (AR) 2006:7.</p> <p>WRS Uppsala AB/PR, uppdaterad 2007-04-17 (PR/DS)</p>	<p>Ekonomi</p> <p>Investeringskostnad för systemet bör ej överstiga 4 miljoner kr*. Kostnad för drift och underhåll bör ej överstiga 100 000 kr/år eller 10 kr/m³**.</p> <p>Energi- och resurskostnader</p> <p>Byggande och drift av anläggning skall minimera resursförbrukning, såsom el, kemikalier, material och transporter. ***</p> <p>Tillförlitlighet och flexibilitet</p> <p>Tekniken skall vara provad och verifierad. Driftstörning får ej innebära allvarig skada på miljö eller orsaka stora merkostnader. Den skall kunna fungera året runt under varierande belastningsförhållanden och under både bygg- och driftskede.</p> <p>Användaraspekter</p> <p>Systemet ska vara användarvänligt för alla. Driftstörningar får ej drabba användarna eller utgöra hinder för den övriga verksamheten.</p> <p>Ansvar och kontroll</p> <p>Ansvarsgränser mellan verksamhetsutövare, entreprenör och tillsynsmyndighet skall vara tydliga. Resultat skall kunna verifieras, bokföras och redovisas.</p> <p>Övrigt</p> <p>Systemet skall anpassas till övrig markanvändning och vattenhantering samt harmonisera med landskapet. Närliggande fastighetsägare skall ej påverkas negativt. Gestaltningvärden och andra "mervärden" skall beaktas.</p> <p>Kommunal anslutning för hushåll eller investering i nytt enskilt avlopp (1 m³/d) kostar vanligen 100 000–200 000 kr.</p> <p>** Rörlig kostnad för kommunalt ARV är vanligen ca 4 kr/m³ och för enskilt avlopp med fosforavskiljning ca 10 kr/m³.</p> <p>*** Nyckeltal kan användas, till exempel kWh eller kWh/m³ vatten/kemikalier.</p>
---	---

Figur 4-1. Kravspecifikation på systemlösning för sanitärt avloppsvatten från slutförvaret.

Recipientskydd

Vid formulering av krav för recipientskydd har en bedömning gjorts utifrån den lokala situationen, samtidigt som nationella krav och praxis beaktats. Generellt är det i dag rimligt att ställa krav på 90 % reduktion av BOD och 70–90 % reduktion av fosfor, för avloppsreningsanläggningar i den aktuella storleken (< 200 pe). Naturvårdsverkets allmänna råd när det gäller små avloppsanläggningar är 70 % vid normalnivå och 90 % vid hög skyddsnivå /Naturvårdsverket 2006a/. Dessa råd gäller för närvarande för anläggningar upp till 25 pe men har förslagits ska gälla upp till 200 pe /Naturvårdsverket 2007/. Kraven bör i första hand ställas på årligen reducerad mängd eftersom det är avskiljd respektive utsläppt mängd som bestämmer miljönyttan.

Gränsvärden för utgående halt kan sättas om den lokala recipienten är liten och särskilt känslig. Man bör dock alltid vara medveten om att utgående halt inte med nödvändighet säger något om systemets reningseffekt. Detta gäller särskilt om källsortering av urin eller klosettatten ingår i systemet.

För kväve föreslås medelhöga krav. Det finns inga nationella, regionala eller lokala krav på kväverening för utsläpp av den aktuella storleken. Med hänsyn till att algproduktionen i samtliga lokala recipienter sannolikt är fosforbegränsad förväntas kvävet inte ha någon övergödande effekt på vattnen. Behovet att minska den övergödande effekten föreligger endast med hänsyn till öppna Östersjön utanför Simpevarp. (Naturvårdsverket generella policy är att de totala utsläppen av både fosfor och kväve till Egentliga Östersjön bör minskas) /Naturvårdsverket 2006b/. Vad som är en rimlig åtgärdsnivå har bedömts i förhållande till andra åtgärder för att minska kväveutsläppet till Östersjön.

Oavsett övergödningseffekt eller inte, har ammonium en syretärande effekt i vatten. Det beror på att ammonium kommer att nitrifieras (oxideras till nitrat) och då förbruka löst syre ur vattnet. I det aktuella fallet bedöms syretäring till följd av utsläppt ammonium beröra Oxhagsdiken och Laxemarån, samt möjligen Ekerumsviken vid lokala behandlingslösningar. Vid överföring till befintligt reningsverk uppstår syretäringen istället i Hamnefjärden vilken dock är välventilerad och därmed okänslig. Behovet att minska utsläpp av ammonium har bedömts utifrån de lokala recipienternas status, känslighet och värde. Den valda nivån att minst 50 % av kvävet i utgående vatten ska utgöras av nitratkväve motsvarar Naturvårdsverkets råd vid hög recipientskyddsnivå.

Hushållning och återvinning

Miljöbalken samt plan- och bygglagen (PBL) omfattar kretsloppsprincipen, vilket bland annat innebär att man skall verka för att möjliggöra återföring av näringsämnen från livsmedelsprodukter tillbaka till åkermarken. Eftersom fosfor är en ändlig resurs och också är det näringsämne som är lättast kan tillvaratas, så bör krav ställas på möjlighet till fosforåtervinning. Ett förslag till nationellt mål säger att år 2015 skall 70 % av samhällets fosforflöde kunna recirkuleras till jordbruk. Denna siffra bedöms vara hög. I det aktuella fallet har 50 % återvinning bedömts vara en rimlig nivå. Eftersom även andra växtnäringsämnen är värdefulla finns också en alternativ målsättning som tar hänsyn till dessa.

Observera att kravet på avloppslösningen endast innebär att den ska medge återvinning. Det har inte varit möjligt inom ramen för denna utredning att närmare undersöka de faktiska avsättningsmöjligheterna för olika avskiljda fraktioner. Detta måste göras i kommande planeringsfaser.

Ekonomi

För att avloppslösningen inte ska vara ekonomiskt orimlig bör inte investerings- och driftkostnad (annuitetskostnad) avvika markant från normal kostnadsnivå vid anslutning till kommunalt VA (för kostnadsnivåer, se figur 4-1).

Energi- och resurskostnader

Energiåtgång för behandling av avloppsvatten och tillhörande transporter är i jämförelse med smittskydd och recipientskydd en mindre viktig fråga ur miljösynpunkt. Hushållning/förbrukning av resurser som energi, kemikalier och bränsle (transporter) bör dock vägas in i bedömningen.

Tillförlitlighet och flexibilitet

Verksamhetsutövaren SKB har utslutit helt innovativa lösningar. Tekniken ska vara provad och verifierad och det ska finnas goda referensanläggningar. Grundläggande är att systemet klarar de olika belastningssituationer som uppstår under bygg- och driftskede, såväl som variationer under helger och semestrar då verksamhetens aktivitet avtar. Varken bräddningsepisoder eller tillfälliga driftstopp får hindra den övriga verksamheten.

Användaraspekter

Toaletter och urinoarer som ingår i systemet måste uppfylla gängse krav på komfort, användarvänlighet och teknisk tillförlitlighet.

Ansvar och kontroll

Systemet skall vara avgränsat och ha en väldefinierad utsläppspunkt. Det ska vara möjligt att göra en tydlig ansvarsfördelning mellan samtliga inblandade aktörer, det vill säga verksamhetsutövaren, eventuell driftentreprenör och lantbrukare, samt tillsynsmyndigheten. Egenkontroll skall vara möjlig. Det bör bland annat innebära att utgående vatten kan kontrolleras med stickprover för kontroll av reningsfunktion och mängder av utsorterade fraktioner som urinlösning, klosettwater och slam kan mätas.

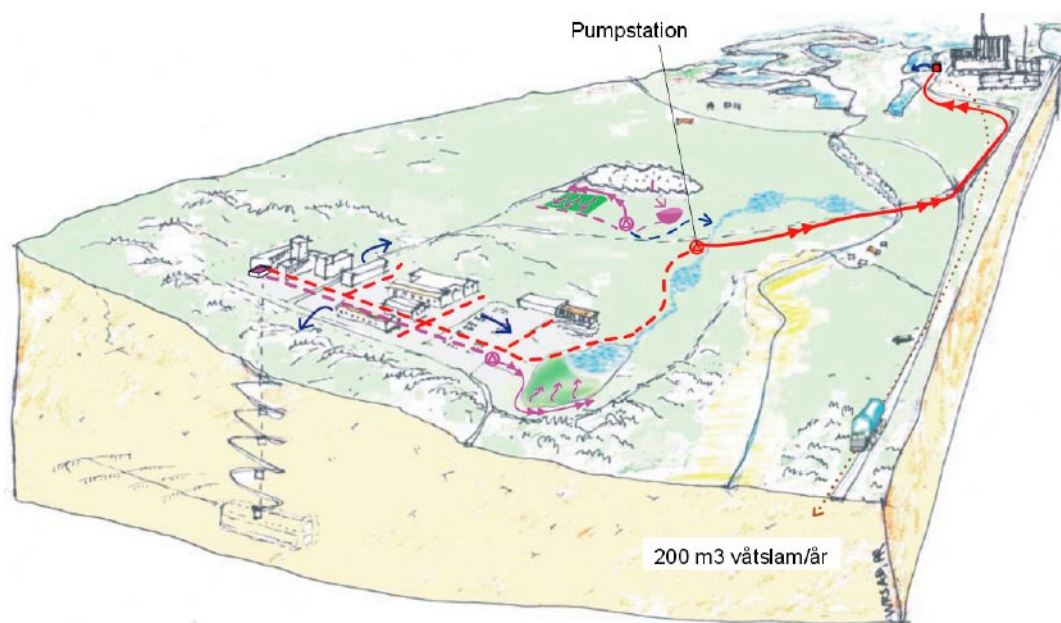
4.1.2 Behandlingssystem

Från kravspecifikationens ambitioner och villkor samt de platsgivna förutsättningar som tidigare redovisats har sex olika tekniklösningar studerats. Dessa beskrivs och värderas nedan i syfte att hitta den bästa tillgängliga och ekonomiskt rimliga lösningen, i enlighet med miljöbalkens BAT-princip (*Best Available Technology*).

Alternativ 1. Överföring av spillvatten till befintligt ARV (OKG)

Beskrivning av systemlösning

Med detta alternativ uppsamlas sanitärt avloppsvatten (spillvatten) från toaletter, duschar, kök och andra våtutrymmen i ett gemensamt självfallssystem och leds till en pumpstation, varifrån vattnet pumpas till befintligt reningsverk vid Oskarshamns kärnkraftverk för behandling. Ledningssträckan mellan driftområdet och reningsverket är ca 3 km. I reningsverket sker för närvarande behandling mekaniskt, biologiskt (aktiv slam) och kemiskt (fällning med järnklorid). Modernisering av reningsverket pågår dock, men redan idag finns kapacitet för att möta det förväntade behovet från slutförvaret.



Figur 4-2. Alternativ 1. Överföring av spillvatten till befintligt ARV (OKG).

Utformning, dimensionering och lokalisering

Inom driftområdet byggs uppsamlingssystemet på traditionellt sätt. Så långt möjligt nyttjas självfall och ledningar samför läggs med vatten, el och annan försörjning. Nere i slutförvaret byggs system med uppsamlingstankar för blandat spillvatten, vilket transporteras upp till marknivån med tankbil. Detta spillvatten körs sannolikt direkt till reningsverk för omhändertagande. Eftersom vattenmängder och flöden är små kan självfallssystem byggas med markrör av klen dimension (DN 110 och DN 160). För dragning av tryckledning och anläggning av pumpstation(er) finns samordningsmöjligheter med planerad transportväg och anläggande av bergupplag.

Drift och hantering av restprodukter

Alternativet innebär att ansvar för vattenrening och restprodukthantering överlämnas till OKG. Även tillståndsansökan enligt miljöbalken, liksom egenkontroll överlämnas till OKG. Ansvar för underhåll och drift av uppsamlings- och framledningssystem åligger dock SKB.

I reningsverket uppstår ett grovrens, vilket deponeras eller förbränns. Kemiskt och biologiskt slam avvattnas i dagsläget inte i reningsverket. Slammet transporteras istället som våtslam med bil till Figeholms avloppsreningsverk för avvattning och vidare behandling. I dagsläget komposteras slammet och används som täckning på deponi. Potential för utveckling av slamhanteringen finns, vilket kan medge kretslopp av närsalter (framför allt fosfor) i framtiden.

Miljö och ekonomi

Alternativet innebär att smittämnen och föroreningar förflyttas från det lokala området till reningsverket vid Hamnefjärden, nära havet. Vid utsläppet i Hamnefjärden späds kvarvarande smittämnen efter behandling i reningsverket snabbt till låga nivåer. Tillfört vatten från slutförvaret förändrar inte riskbilden i recipienten.

Överföring av spillvattnet till OKG:s reningsverk innebär att ingen retention kan tillgodoräknas efter rening. Restmängder av fosfor (ca 10–20 kg per år) och kväve (ca 300 kg per år) från reningsverket kommer därför att bidra till algproduktionen i Östersjön, men god ventilation i Hamnefjärden gör effekterna osynliga.

Ett genomförande av detta alternativ förutsätter OKG:s acceptans för att ta emot spillvattnet från slutförvaret. Det behövs också någon form av ekonomisk och ansvarsmässig överenskommelse som bland annat kan ske i form av anslutningsavgift och drifttaxa. Hur en dylik överenskommelse kan se ut i ekonomiska termer går i dagsläget inte att förutsäga.

Investeringskostnaden för uppsamlingssystem och överföringssystem uppskattas till ca 9 mnkr. Av denna kostnad utgör byggandet av överföringsledning den överlägset största posten. Osäkerheterna i uppskattningen är dock stor. Verklig kostnad kommer i hög grad att påverkas av platsspecifika markförhållanden, vilka i detta skede inte har studerats i detalj. Jordtäcket är generellt tunt, med allmänt förekommande blockighet och berg i dagen, särskilt närmre kusten. Läggningskostnader i sådan terräng beräknas normalt kosta 3 000–4 000 kr per meter. Dagspriser för markentreprenad förändras, vilket också skapar osäkerhet i kostnadsuppskattningen. Osäkerheten kring vad en anslutning kommer att kosta är också stor. I brist på möjligheter att förutse denna har antagits en kostnad om 500 000 kr, vilket motsvarar kostnaden vid kommunal anslutning för fem hushåll och får anses vara lågt satt.

Driftkostnaden är uppskattad till ca 60 000 kr per år baserat på ett à-pris per kubikmeter behandlat vatten på 5 kr. Denna siffra baseras på erfarenhet från större reningsverk och är sannolikt mycket lågt satt.

Den totala årskostnaden uppskattas till ca 650 000 kr, vilket gör alternativet till det dyraste av studerade alternativ.

Tabell 4-2. Utvärdering enligt kravspecifikation – alternativ 1) Överföring till befintligt ARV.

Krav	Uppfyller krav	Kommentar
Smittskydd	Ja, aktuell riskbild förändras ej.	Smittämnen överförs till avloppsreningsverket vid OKG. Det lokala smittskyddet är därför högt. Dock måste ev. bräddning från pumpstationen beaktas. Vid utsläppet i havet späds kvarvarande smittämnen snabbt till låga nivåer. Tillfört vatten från slutförvaret förändrar ej riskbilden i recipienten.
Recipient skydd	Ja, men restmängder av fosfor och kväve kommer att göda havet.	Lokalt påverkas ej recipienten. Påverkan överförs till havet där föroreningar efter behandling i OKG:s ARV släpps ut i recipienten. Restmängder av fosfor (ca 5 kg/år) och kväve (ca 250 kg/år) kommer att bidra till algproduktion men god ventilation i recipienten gör effekterna osynliga.
Hushållning och återvinning	Ja, potential finns med förändrad slamhantering.	Producerat slam i reningsverket förs i dagsläget utan avvattning till Figeholms ARV där avvattning sker. Slammet komposteras därefter och används som täckning på tipp. I dagsläget sker ingen återvinning men möjlighet finns att utveckla slamhanteringen för att återföra framför allt fosfor. Värme och vattenåtervinning sker vid OKG:s ARV.
Ekonomi	Med tveksamhet.	Årskostnad: 650 000 kr (investering: 9 mnkr, drift: 60 kkr/år).
Energi- och resurskostnader	Ja.	Resurs- och energianvändning motsvarar traditionell svensk avloppsrening. Kontinuerlig tillförsel av el- och fällningskemikalier krävs. Dessa insatser utgör drygt hälften av driftkostnaden.
Tillförlitlighet och flexibilitet	Ja.	Tekniken är väl beprövad och tillförlitlig. Flexibilitet finns för både ökande och minskande belastning.
Användar aspekter	Ja.	Systemet är användarvänligt.
Ansvar och kontroll	Ja.	Långtidsavtal med OKG krävs. Skötsel och miljökontroll blir del av OKG:s verksamhet.
Övrigt	Ja.	Systemet kommer ej medföra någon negativ påverkan, ej heller tillföra mervärden.

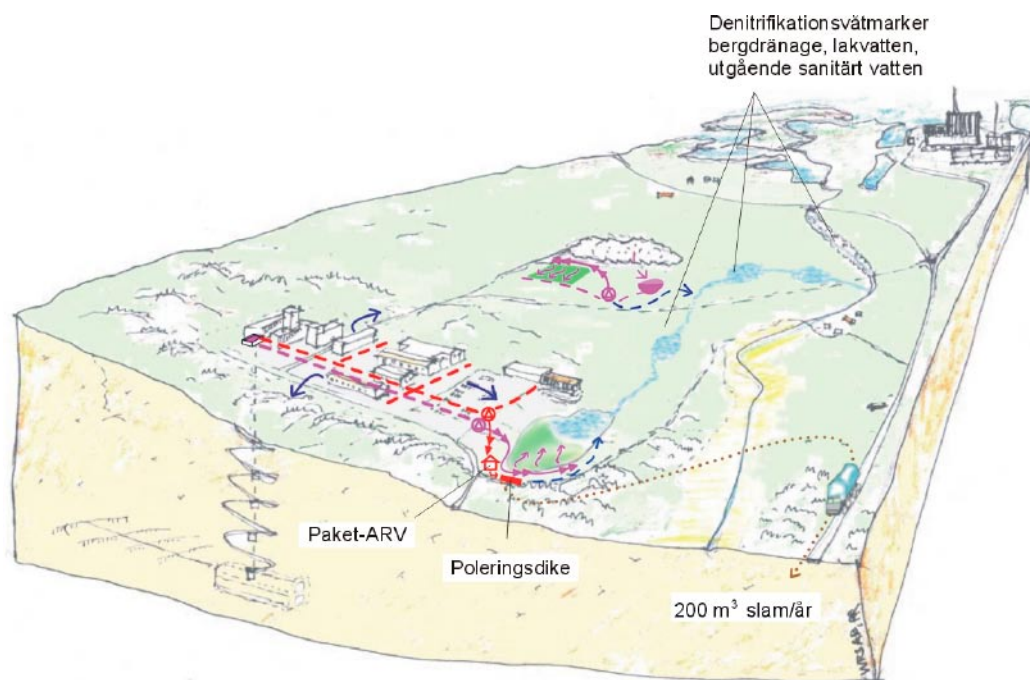
Alternativ 2. Lokal hantering – paketreningsverk

Beskrivning av systemlösning

I detta alternativ uppsamlas spillvattnet på samma sätt som i alternativ 1, det vill säga spillvatten från toaletter, duschar, kök och andra våtutrymmen uppsamlas med traditionellt självfallssystem. Från en punkt strax nedströms planerad parkeringsplats byggs en volym för slamavskiljning och en pumpstation för överföring av slamavskiljt vatten till ett lokalt paketreningsverk (minireningsverk).

Det finns flera typer av paketreningsverk på marknaden och många leverantörer som kan erbjuda passande reningsverk. De flesta paketreningsverk arbetar efter samma princip som kommunala avloppsreningsverk, det vill säga med kontinuerlig strömning och biologisk-kemisk behandling. I detta fall är det troligen lämpligt att använda en typ med satsvis behandling (SBR), vilket också är vanligt.

Efter rening i paketreningsverket krävs efterbehandling för att uppfylla uppställd ambition för smittskydd. Detta kan som bilden visar ske i ett poleringsdike (biofilterdike). Ett poleringsdike är ett grunt dike med bred bottensektion, bevuxet med tät våtmarksväxtlighet (insådd). Ett ur process- och landskapssynpunkt bättre alternativ är att leda vattnet tillbaka med självfall till pumpstationen för bergdränage. Behandlat spillvatten efterbehandlas därefter tillsammans med bergdränaget i den föreslagna översilningsytan i Oxhagen. Spillvattnet påverkar endast marginellt bergdränagets flöde (motsvarar ca 2 %) men tillför restmängder av fosfor och andra närsalter som balanserar näringsinnehållet i bergdränaget och därför bedöms komma till nytta för kvävereduktionen i översilning och nedströms föreslagna våtmarker.



Figur 4-3. Alternativ 2. Lokal hantering – paketreningsverk.

Utformning, dimensionering och lokalisering

Slamavskiljaren dimensioneras på traditionellt sett efter hydraulisk belastning och volym för slamlagring. De flesta reningsverk gynnas av att beskickas så jämt som möjligt. Därför kan pumpstationen med fördel förses med en flödesutjämnande volym. Någon sådan är dock inte medräknad i kostnadskalkylen.

Ett SBR-reningsverk byggs med en eller två reaktorer som tillsammans med kemikalietank, pumpar, kompressor, styr- och reglerutrustning med mera placeras i en liten uppvärmd byggnad. Vatten och el skall finnas framdraget. Under golv eller i anslutning till huset skall volymer byggas för slamlagring.

Förslagen lokalisering av paketreningsverk och efterbehandling är i södra kanten på Oxhagen. Platsen medger skyddsavstånd mot publika delar och är lätt att nå med körväg. Reningsverksbyggnaden och eventuell efterbehandling (ca 250 m²) inhägnas med stängsel.

Drift och hantering av restprodukter

Driften av reningsverket kräver regelbunden tillsyn och underhåll. Även om reningsverket förses med automatisk övervakning bör man räkna med att besöka reningsverket en gång per vecka. Några gånger per år krävs mer omfattande underhåll och service av hus och maskinell utrustning. Tillsyn kan skötas av maskinist/drifttekniker anställd på SKB, men alla leverantörer på marknaden erbjuder också serviceavtal.

För att reningsprocessen skall fungera krävs kontinuerligt tillgång på el och fällningskemikalier.

Slamavskiljaren töms med slambil. I byggskedet produceras ca 20 m³ slam per år. Slammet är ointressant som gödningsmedel och bör avyttras på enklast och minst miljöbelastande sätt.

Slamhantering för reningsverket kan lösas på olika sätt. Slammet kan till exempel avvattnas lokalt i slamdränbädd (se alternativ 4) eller med maskinell slamtork. Vanligtvis pumpas dock kemiskt-biologiskt slam från sedimentering till en nedgrävd tank och transporteras bort som

våtslam. Produktionen av våtslam uppskattas till ca 200 m³ per år. För närvarande är det möjligt att transportera slammet till Figeholms avloppsreningsverk och låta det integreras med reningsverkets övriga slamhantering. I en framtid kan en slamhantering utvecklas som medger kretslopp av närsalter.

Miljö och ekonomi

Alternativet innebär att smittfarliga ämnen och miljöskadliga ämnen hanteras lokalt. I paketreningsverk är avskiljningen av smittämnen varierande men ligger normalt i intervallet 90–99 %. För att erhålla ett fullgott smittskydd (uppnå kravspecifikationens ambition) krävs ytterligare 90–99 % avskiljning. Därför krävs efterbehandling i endera separat poleringsdike eller samordnat med bergdränage i översilning. Efter efterbehandling och utblandning med bergdränage bedöms vattnet fritt kunna exponeras för människor och djur.

Restmängder av föroreningar i utgående vatten från anläggningen tillförs behandlingssystemet för bergdränage och lakvatten från bergmasseupplag. Restfosfor medför bättre balans mellan näringsämnen i det mycket fosforfattiga dränagevattnet, vilket gynnar kvävereduktionen. Mängden utsläppt fosfor bedöms inte komma att påverka Laxemarån eller Ekerumsviken negativt. Merparten av restfosfor (totalt 10–15 kg/år) kan förväntas transporteras ur systemet med biota eller bindas in i sediment under vattnets väg ut mot havet.

Kostnaden för att genomföra alternativet med paketreningsverk inklusive uppsamlingssystem uppskattas till ca 3 mnkr. Driftkostnaden uppskattas till ca 120 000 kr varav manuellt arbete utgör merparten. Den totala årskostnaden uppskattas till ca 350 000 kr.

Tabell 4-3. Utvärdering enligt kravspecifikation – alternativ 2) Paketreningsverk.

Krav	Uppfyller krav	Kommentar
Smittskydd	Ja.	Med efterpolering har badvattenkvalitet nåtts innan den föreslagna dammen i Oxhagens norra ände (Oxhagsdammen). Dock måste ev. bräddning från pumpstationen beaktas.
Recipientskydd	Ja.	85–90 % fosforrening förväntas, men utsläppt fosfor påverkar ej lokal recipient negativt. Tvärtom gör den nytta för kvävereningen. Fosfor når inte havet.
Hushållning och återvinning	Ja, potential finns för fosfor-återvinning.	Detta kräver en annan slamhantering än den som i dagsläget finns att tillgå i Figeholm, till exempel att slammet efter behandling sprids på åkermark.
Ekonomi	Ja.	Årskostnad: 350 000 kr (investering: 3 mnkr, drift: 120 000 kr). Kostnad för tillsyn och underhåll är den kritiska faktorn.
Energi- och resurskostnader	Ja.	Reningen drivs av el och kemikalier. Våtslamhantering kräver 20–25 tunga transporter per år.
Tillförlitlighet och flexibilitet	Ja, men varierande.	Teknik för små reningsverk har utvecklats, men bra driftresultat kräver noggrann tillsyn och kontroll. Episoder med slamflykt kan förväntas. Dock liten risk för lukt även vid tillfälligt bristande funktion. Kapacitet måste byggas in från början, men olika belastningssituationer kan hanteras genom flexibel drift. SBR-reningsverk är normalt mer flexibla än reningsverk med kontinuerligt flöde.
Användaraspekter	Ja.	Tekniken är traditionell.
Ansvar och kontroll	Ja.	SKB har driftansvaret. Utbildad personal måste finnas eller köpas in för tillsyn, underhåll och egenkontroll.
Övrigt	Ja.	Inga speciella mervärden skapas.

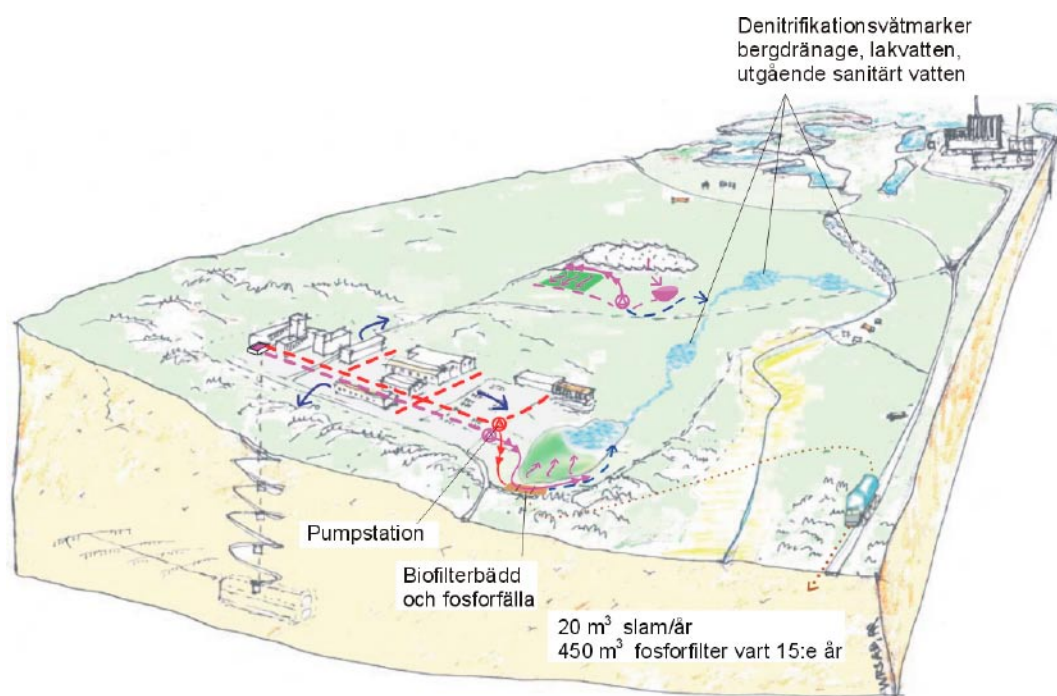
Alternativ 3. Lokal hantering – biofilterbädd och fosforfälla

Beskrivning av systemlösning

Liksom i alternativ 2 bygger detta system på att spillvattnet behandlas lokalt vid driftområdet. Spillvattnet uppsamlas i självfallssystem och leds till en punkt strax nedströms planerad parkeringsplats där volym för slamavskiljning och pumpstation anläggs. Efter slamavskiljning pumpas vattnet till biofilterbädd och fosforfälla för behandling.

Biofilterbädden motsvarar i processhänseende en vanlig markbädd, det vill säga vattnet filtreras i omättad strömning, vilket gynnar avskiljning av partiklar och de biologiska processer som bryter ned och oxiderar föroreningar.

I fosforfällan rinner vattnet i mättad strömning, det vill säga hela porvolymen är fylld med vatten (filtermaterialet är dränkt). I filtermaterialet ingår kalk som gynnar fastläggning av fosfor och avdödning av patogena mikroorganismer. Utgående vatten från fosforfällan är höggradigt renat och leds till Oxhagsdammen i ett dike. Alternativt leds vattnet tillbaka med självfall till pumpstationen för bergdränaget för gemensam efterbehandling med detta i översilningsytan.



Figur 4-4. Alternativ 3. Lokal hantering – biofilterbädd och fosforfälla.

Utformning, dimensionering och lokalisering

Filterbäddstekniken har utvecklats på Lantbrukshögskolan i Ås, i Norge /Jenssen et al. 2002/. Bilderna nedan visar principen för filtertekniken anpassad för ett enskilt hushåll.

För att möjliggöra en säker pumpning och beskickning i den fortsatta behandlingen är det viktigt att det vatten som leds till pumpstationen är befriat från alla större partiklar. Med två slamtömningar per år behövs en volym om ca 25 m³ för slamavskiljning.

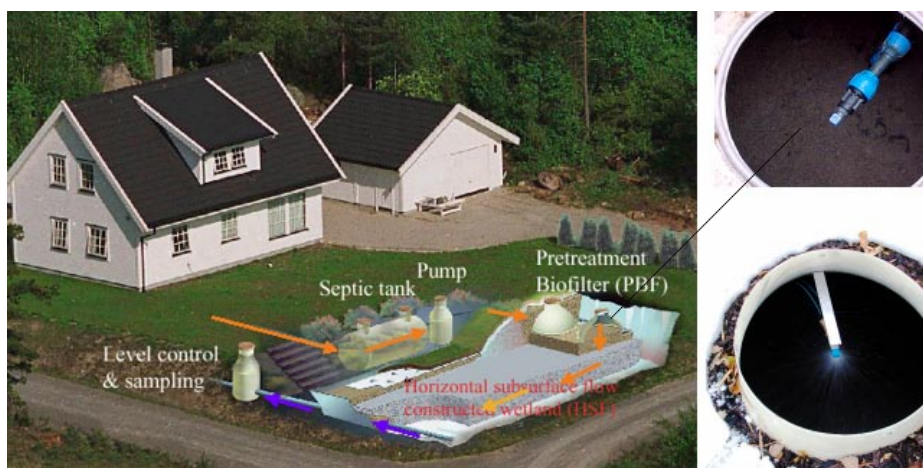
Pumpstationen byggs troligen med två alternerande pumpar samt med volym för flödesutjämning. Bräddavlopp måste finnas för att förhindra översvämning i händelse av driftstopp (till exempel vid pumphaveri). Vattnet pumpas till behandlingsanläggningen, där det via ett antal spridarmunstycken (dysor) sprids ut jämnt över biofilterbäddens yta.

Biofilterbädden är uppbyggd av lecakulor. Vid beskickning rinner vattnet i tunna vattenfilmer på lecakulorna samtidigt som de större porerna är fyllda med lyft. Detta skapar förutsättningar för en effektiv partikelavskiljning och en hög biologisk aktivitet hos heterotrofa mikroorganismer (omättad strömning). Tekniken att sprida ut vatten över filterytan med dysor gör att filtret kan belastas ytintensivt utan att man riskerar nedsatt processfunktion eller igensättningar. Biofilterbädden är dimensionerat för en hydraulisk belastning om ca 300 mm/dygn men har kapacitet att kortare perioder (dagar) klara betydligt större belastning. Ytbehovet för biofilterbädden har beräknats till ca 120 m² och kan då inrymmas i ett enkelt klimathus (växthus) eller som på bilden under plastkupor som täcks med grus och bark.

Efter behandlingen i biofilterbädden når vattnet fosforfällan, där vattnet får passera igenom ett vattendränkt filtermaterial. Filtermaterialet har hög förmåga att binda in fosfor. I dag finns flera material tillgängliga på marknaden. Alla är baserade på inbindning till kalk. Med det norska filtermaterialet Filtralite-P byggs fosforfällan utan täckning och beräknas uppta en volym om ca 450 m³.

I förslaget har fosforfällan dimensionerats så att filtermaterialet som tidigast behöver ersättas efter 15 år.

En lämplig placering av biofilterbädd och fosforfälla bedöms vara i södra änden av Oxhagen.



Figur 4-5. Norsk filterbäddsteknik anpassad för ett enskilt hushåll /Jenssen and Heistad 2000/. (Foton P. Ridderstolpe.)

Drift och hantering av restprodukter

Tekniken är enkel och robust. Systemets enda maskinella delar utgörs av pumparna, vilka styrs och övervakas automatiskt. Pumpstation och filteranläggning besöks en till två gånger per månad för kontroll av att vattnet rinner genom anläggningen som det ska. En till två gånger per år görs en kontroll av spridarmunstycken och reglerteknik i pumpbrunnen.

Slamavskiljaren töms med slambil. I byggskedet produceras ca 20 m³ slam per år. Slammet är ointressant som gödningsmedel och bör avyttras på enklaste miljösäkra sätt.

Tömning av fosforfällans filtermaterial sker med grävskopa och borttransport med lastbil. Det fosformättade materialet sprids på åkermark för strukturförbättring (kalkning) och fosforgödning.

Miljö och ekonomi

Den biologiska processen i biofilterbädden är uthållig och effektiv även under varierande belastning och temperaturförhållanden. Reduktionen av syreförbrukande ämnen är normalt över 95 % och merparten av kvävet nitrifieras där. Smittämnen avskiljs förutom genom filtrering och biologisk avdödning i biofilterbädden av högt pH och lång uppehållstid i fosforfällan. Tre till fyra tiopotensers reduktion kan förväntas (99,9–99,99 %). Fosforfällornas kapacitet för fosforinbindning avtar med tiden, varför filtermaterialet måste bytas ut ungefär vart 15:e år (beroende på dimensionering).

Restmängder av föroreningar i utgående vatten från anläggningen tillförs behandlingssystemet för bergdränage och lakvatten från bergmasseupplag. Restfosfor medför bättre balans mellan näringsämnena i det mycket fosforfattiga dränagevattnet, vilket gynnar kvävereduktionen. Mängden utsläppt fosfor bedöms inte komma att påverka Laxemarån eller Ekerumsviken negativt. Merparten av restfosfor (totalt 10–15 kg/år) kan förväntas transporteras ur systemet med biota eller bindas in i sediment under vattnets väg ut mot havet.

Kostnaden för att genomföra alternativet med biofilterbädd och fosforfälla, inklusive uppsamlings-system uppskattas till ca 3,6 mnkr. Driftkostnaden uppskattas till ca 110 000 kr per år, varav byte av fosforfiltermaterial utgör den största delen. Den totala årskostnaden är ca 350 000 kr.

Tabell 4-4. Utvärdering enligt kravspecifikation – alternativ 3) Biofilterbädd och fosforfälla.

Krav	Uppfyller krav	Kommentar
Smittskydd	Ja.	Avskiljning av smittämnen i filterbädden är mycket hög och stabil. Dock måste ev. bräddning från pumpstationen beaktas.
Recipientskydd	Ja.	Avskiljning av syreförbrukande ämnen är hög och stabil. Detta tillsammans med höggradig nitrifikation eliminerar risk för lukt. Restfosfor gör nytta för kvävereningen för bergdränage och lakvatten i nedströms liggande system. Fosfor påverkar varken Laxemarån eller Ekerumsviken och når inte havet.
Hushållning och återvinning	Ja, potential finns för fosforåtervinning.	Fosfor i fosforfällan är inbunden till kalk. Den är växttillgänglig och ger åkern en pH-höjande effekt. Erfarenheterna av att nyttja mättat filtermaterial på åkermark är dock begränsad.
Ekonomi	Ja.	Årskostnad: 350 000 kr (investeringar: 3,6 mnkr, drift: 110 000 kr/år). Behov och kostnad för byte av fosforfälla är den kritiska faktorn.
Energi- och resurskostnader	Ja.	Driften är mycket energisnål. Tillverkning och transport av reaktivt filtermaterial är energikrävande och bör beaktas.
Tillförlitlighet och flexibilitet	Ja, men varierande.	Tekniken är beprövad och säker med avseende på biologisk funktion. De få svenska erfarenheterna av filtrens kapacitet för fosforinbindning och hur de bäst nyttjas har väckt frågetecken. De norska erfarenheterna är dock enbart goda. Frågetecknen bedöms komma att rätas ut inom en snar framtid. Anläggningar av den aktuella storleken eller större finns bland annat i Kristiansand (2004), Voss (2004), Fredriksstad (2002), Trysil (2001) och Lillehammer (2000), samtliga i Norge. För ytterligare referenser, se bilaga 9.
Användaraspekter	Ja.	Tekniken väl anpassad till användare.
Ansvar och kontroll	Ja.	SKB har driftansvaret. Tekniken är enkel att sköta och kräver ej VA-tekniskt utbildad personal.
Övrigt	Ja.	Inga speciella mervärden skapas.

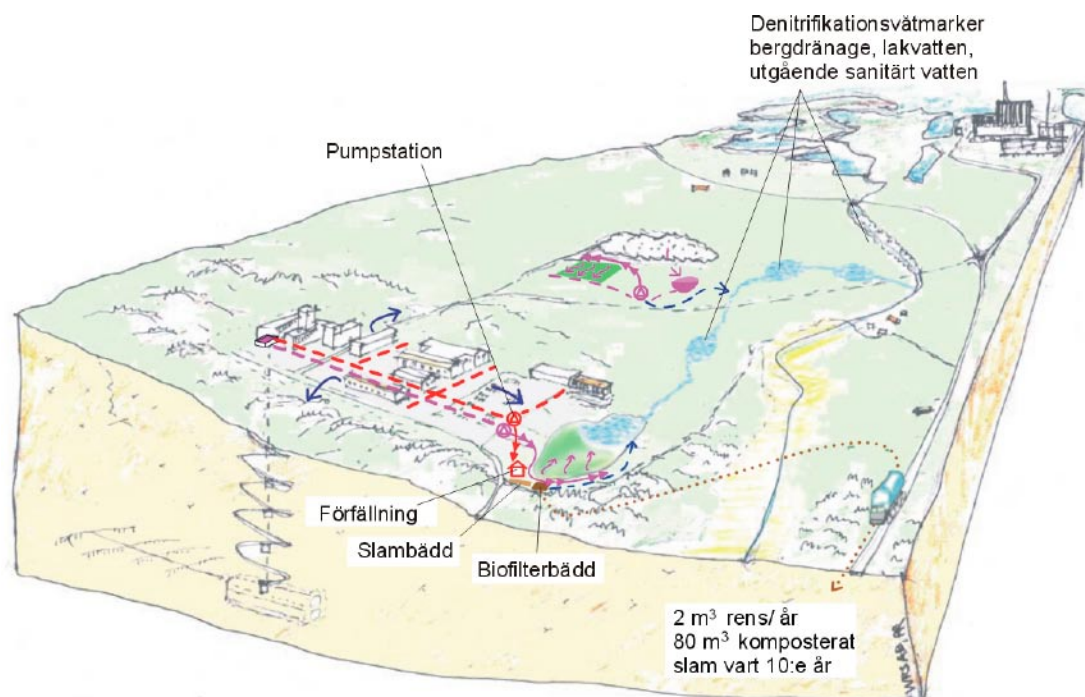
Alternativ 4. Lokal hantering – förfällning och biofilterbädd

Beskrivning av systemlösning

Liksom i föregående alternativ uppsamlas spillvatten från toaletter, duschar, kök och övriga sanitära installationer och leds med självfall till en punkt nedanför parkeringen. I detta alternativ pumpas vattnet direkt, utan slamavskiljning eller utjämning, till en anläggning för förbehandling och behandling.

I reningsanläggningen passerar vattnet inledningsvis en renssil för avskiljning av grövre partiklar som sand och plast med mera. Silen förses lämpligen med tvätt, vilket ger små volymer av ett stabilt rens. Efter grovrensningen doseras kemikalier in i vattnet för flockning och efterföljande sedimentering i en vattenfylld volym. Det klarnade och från fosfor och andra partikelburna föroreningar avlastade vattnet pumpas därefter till biologisk behandling. Denna kan utföras traditionellt med aktiv-slammetod eller recirkulerande biobädd med sedimentering för bioslam. En tekniskt enklare och effektivare metod för biologisk filtrering är biofilterbädd av den typ som beskrivits i alternativ 3. En fördel med denna teknik är också att slammängderna blir betydligt mindre än med biobädd och aktivt slam. Nackdelen är att den tar större plats.

Oavsett biologisk metod är utgående vatten från anläggningen höggradigt renat och leds förslagsvis till Oxhagsdammen via ett poleringsdike (dikesanvisning). Alternativt leds vattnet tillbaka med självfall till pumpstationen för bergdränaget och gemensam efterbehandling i den föreslagna översilningsytan i Oxhagen.



Figur 4-6. Alternativ 4. Lokal hantering – förfällning och biofilterbädd.

Utformning, dimensionering och lokalisering

Förfällningstekniken är tekniskt okomplicerad och okänslig för varierande vattentemperatur och flöden. Kemikalier (järn- eller aluminiumsalter) förvaras i tank och tillsätts i flytande form med pumpning. I det här skissade förslaget förläggs renssteg och utrustning för kemikaliedosering, samt övrig maskinell utrustning skyddad i en byggnad. Volym för sedimentering byggs under golv. Från sedimenteringen pumpas (kem-)slam till slamlager, alternativt till lokal avvattning. En lämplig teknik för lokal avvattning i den lilla skalan är dräneringsbädd bevuxen med vassväxter (vassbädd). Dränvattnet (rejektet) från slamavvattningen leds tillbaka in i reningsverket för vidare behandling.

En biofilterbädd för biologisk rening kan utformas så som beskrivits i alternativ 2. Genom att partiklar och BOD i detta alternativ reducerats i fällningssteget kan beskickning ske med högre hydraulisk belastning och biofilterbädden byggs mindre. Biofilterbädden kan inrymmas under en enkel överbyggnad där även utrustning för förfällning integreras. En byggnad om 120 m² rymmer de båda processdelarna.

Slamdränbädden byggs traditionellt utomhus men kan också klimatskyddas, exempelvis i ett bägväxthus. En drygt 100 m² stor slamdränbädd behövs.

Pumpar och övrig teknisk utrustning är automatiskt styrda och övervakade. Bräddavlopp anordnas för förbiledning i händelse av pumphaveri eller annat driftstopp.

En lämplig placering av anläggningen bedöms vara i södra änden av Oxhagen. Utsläpp till recipient görs på samma sätt som i övriga lokala alternativ, det vill säga samordnat med bergdränage från slutförvar och lakvatten från bergmasseupplag.

Drift och hantering av restprodukter

Den föreslagna tekniken är tekniskt okomplicerad och robust. Den innehåller dock en del maskinell utrustning som kräver regelbunden tillsyn och underhåll.

Renset samlas upp i behållare och hämtas med lastbil för transport till deponi eller förbränning.

Våtslam från reningsverket som avvattnas och komposteras i vassbädd omvandlas till en jordliknande produkt som både är näringsrik och rik på organiskt material och därför ett utmärkt jordförbättringsmedel. Ungefär 6–10 m³ slamkompost produceras per år.

Miljö och ekonomi

Den föreslagna tekniken är beprövad och robust. En hög och stabil rening kan förväntas året runt. Kravspecifikationens ambitioner bedöms uppfyllas utan problem.

Hantering av slam i vassbädd utgör normalt inget problem men erfarenheter visar att episoder med igensättning och lukt kan förekomma. Ett skyddsavstånd om minst 100 m är att rekommendera om vassbädden byggs utomhus.

Restmängder av föroreningar i utgående vatten från anläggningen tillförs behandlingssystemet för bergdränage och lakvatten från bergmasseupplag. Restfosfor medför bättre balans mellan näringsämnen i det mycket fosforfattiga dränagevattnet, vilket gynnar kvävereduktionen. Mängden utsläppt fosfor bedöms inte komma att påverka Laxemarån eller Ekerumsviken negativt. Merparten av restfosfor (totalt 10–15 kg/år) kan förväntas transporteras ur systemet med biota eller bindas in i sediment under vattnets väg ut mot havet.

Kostnaden för att genomföra det här alternativet ligger i nivå med alternativ 2 och 3. Investeringarna uppskattas till 3,2 mnkr och driftkostnaden till 120 000 kr/år. Den totala årskostnaden uppgår till 340 000 kr.

Tabell 4-5. Utvärdering enligt kravspecifikation – alternativ 4) Förfällning och biofilterbädd.

Krav	Uppfyller krav	Kommentar
Smittskydd	Ja.	Avskiljning av smittämnen i filterbädden är mycket hög och stabil. Efterbehandling i översilningsytan, alternativt i poleringsdike gör att vattnet i Oxhagsdammen kommer uppfylla badvattenkvalitet. Dock måste ev. bräddning från pumpstationen beaktas.
Recipientskydd	Ja.	Avskiljning av syreförbrukande ämnen är hög och stabil. Detta tillsammans med höggradig nitrifikation eliminerar risk för lukt. Restfosfor gör nytta för kvävereningen för bergdränage och lakvatten i nedströms liggande system. Fosfor påverkar varken Laxemarån eller Ekerumsviken och når inte havet.
Hushållning och återvinning	Ja, potential finns för fosforåtervinning.	Med fällningstekniken kommer fosfor i slammet att vara bunden till järn eller aluminium. Denna fosfor är hårt bunden och kommer till stor del ej vara växttillgänglig. Som jordförbättringsmedel är slammet främst intressant genom sitt innehåll av organiskt material och kväve. Slutprodukten uppfyller ej hygienklass A, men är enkel att sprida och mylla ned på åkermark.
Ekonomi	Ja.	Årskostnad: 340 000 kr (investeringar: 2,8 mnkr, drift: 120 000 kr/år). Behov och kostnad för tillsyn och underhåll är den kritiska faktorn.
Energi- och resurskostnader	Ja.	Liksom i alternativet med paketreningsverk krävs kontinuerlig tillgång på el och kemikalier. Energiåtgången är dock lägre genom att mineralisering drivs utan el och inget bioslam behöver hanteras.
Tillförlitlighet och flexibilitet	Ja, men varierande.	Teknikerna som används är beprövade och säkra men kräver regelbunden tillsyn och underhåll för att fungera väl. Volymen och ytan måste dimensioneras för högbelastning men driften kan varieras till lågbelastning genom flödesstyrd dosering.
Användaraspekter	Ja.	Tekniken väl anpassad till användare.
Ansvar och kontroll	Ja.	SKB har driftansvaret. Tekniken är enkel att sköta och kräver ej VA-tekniskt utbildad personal.
Övrigt	Ja.	Den föreslagna slamhanteringen kan även användas för andra lokala alternativ, till exempel alternativ 2 med paketreningsverk. Inga speciella mervärden skapas.

Alternativ 5. Lokal hantering – urinsortering och biofilterbädd

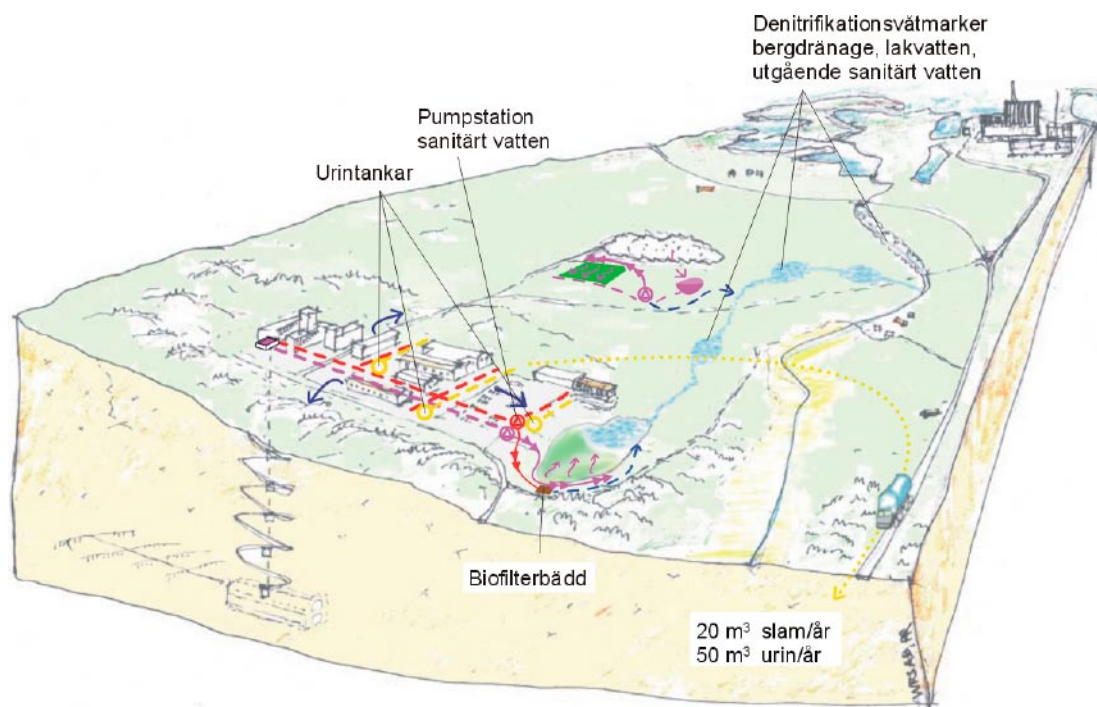
Beskrivning av systemlösning

Merparten av den näring som tillförs avloppsvatten kommer från den urin vi människor utsöndrar. Urinen innehåller i stort sett alla växtnäringsämnen som vi intar med födan. Idén med urinsortering bygger på att man vid källan sorterar ut urinen. Med urinsortering toaletter och efterföljande system för uppsamling av urin kan växtnäringsämnen behållas i stort sett så som den lämnat kroppen. Den urin som uppsamlas är en koncentrerad och välbalanserad växtnäringslösning som i jämförelse med konstgödsel eller stallgödsel i hög grad är fri från tungmetaller och gifter. Den utgör därmed ett intressant gödselmedel som är lätt att använda inom jordbruk.

Urinsortering minskar också spillvattnets belastning i form av närsalter och vatten. Spillvattenmängderna minskar genom att färre toalettbesök genererar spillvatten (toalettbesök för enbart urinering genererar inget spillvatten). Den minskade belastningen innebär att behandlingen för spillvattnet kan göras enklare.

Urinsortering är som mest effektiv på arbetsplatser och andra anläggningar där människor vistas under sin verksamma tid utanför hemmet. En konsekvent genomförd urinsortering för en verksamhet av den typ som slutförvaret innebär medför att en stor del av näringen avskiljs vid källan.

Tekniken med urinsortering är gammal men har på senare år rönt allt större intresse i Sverige och andra länder. Den är under utveckling i många länder då den visat sig vara praktiskt och ekonomiskt möjlig och ger avloppssystem med hög miljöanpassning /Kvarnström et al. 2006/.



Figur 4-7. Alternativ 5. Lokal hantering – urinsortering och biofilterbädd.

Utformning, dimensionering och lokalisering

Tekniskt innebär alternativet att urinsorterande vattentoaletter och urinoarer installeras i stället för vanliga vattentoaletter. Urinsorterande toaletter finns i porslin och fungerar för användaren ungefär som vanliga WC-toaletter. Urin hamnar i en skål fram och spolras med en liten mängd vatten (0,1–0,3 l) och leds till en uppsamlingstank. Urinoarer finns än så länge endast framtagna för herrar och finns i många olika utföranden. Lämpligen används helt vattenfria urinoarer med luktlås av syntetisk olja. Uppsamlingssystem för urin byggs på liknande sätt som för uppsamling av blandat spillvatten. Dock kan klenare rördimensioner användas. Till skillnad från spillvattenledningar skall urinledningar inte ventileras utan endast erbjuda tryckutjämning. Det är viktigt att tänka på fall och åtkomlighet för spolning av både inomhusförlagda och markförlagda ledningar.

Urinlösningen leds till uppsamlingstank med självfall. I förslaget har det bedömts vara lämpligt med tre uppsamlingsställen med en total volym om 30 m³.

Urinsortering applicerad för den planerade verksamheten beräknas avskilja ca 70 % av fosfor och 85 % av kvävet redan vid källan. Det innebär att krav på vattenbehandling kan begränsas till avskiljning av smittämnen och BOD. Tekniken med biofilterbädd (beskrivs i alternativ 3 och 4) möter dessa behov. Bädden byggs och placeras lämpligen enligt vad som beskrivits i alternativ 3.

Utgående vatten från filterbädden är höggradigt renat och leds liksom föreslås i övriga lokala alternativ till Oxhagsdammen via ett dike eller leds tillbaka med självfall till pumpstationen för bergdränaget och gemensam efterbehandling i den föreslagna översilningsytan i Oxhagen.

Drift och hantering av restprodukter

Urinsortering kan i dag betraktas som beprövad. ”Barnsjukdomar” som förekommit i tidiga installationer är i dag avhjälpna. Man vet numera hur urinsorterande toaletter och urinoarer skall installeras och hur ledningssystem och uppsamling ska byggas och skötas för att undvika stopp eller luktproblem. I jämförelse med vanliga toaletter är behovet av rengöring och underhåll av toalett/urinoar något större. Några gånger per år bör vattenlås rengöras och genomspolas på toaletter. På motsvarande sätt krävs visst ökat underhåll av urinoarer.



Figur 4-8. Exempel på urinsortande spolande toaletter (till vänster och i mitten) och vattenfri urinoar (till höger).

Framledning och uppsamling av urin innebär om systemet byggts rätt inga problem. Rekommendationer för material, dimensioner och andra VVS-aspekter finns framtagna /Jönsson et al. 2000/. Urintankar töms med vanlig slambil. För hygienisering räcker 6 månaders lagring och spridning kan ske med vanlig spridningsutrustning för flytgödsel (släpslang eller bill med injektor eller motsvarande). Analys av miljökostnader (livscykelanalyser) har visat att urinsortningsprincipen tål relativt långa transporter (ca 3 mil enkel riktning), varför tillgång på mark för avsättning sällan är ett problem.

De restfraktioner som uppkommer vid vattenbehandlingen är slam från slamavskiljare, vilken töms med slambil. I byggskedet produceras ca 20 m³ slam per år. Slammet är ointressant som gödningsmedel och bör kvittblivas på enklaste miljösäkra sätt.

Behandlingssystemet med biofilterbädd är tekniskt enkel och robust. Behovet av tillsyn och underhåll är litet (jämför med alternativ 3 och 4).

Miljö och ekonomi

Urinsortering och rening av urinavlastat spillvatten i biofilterbädd ger hög potential för kretslopp och hög avskiljning av samtliga föroreningar, men något lägre fosforrening än med övriga alternativ. Kravspecifikationens ambitioner bedöms uppfyllas i alla delar.

Risker för lukt eller andra olägenheter är möjligen något större än för ett vanligt avloppssystem. Med korrekt utförande vid installation och skötsel av toaletter/urinoarer och uppsamlingssystem är risken för olägenhet liten.

Restmängder av föroreningar i utgående vatten från anläggningen tillförs behandlingssystemet för bergdränage och lakvatten från bergmasseupplag. Restfosfor balanserar något de båda helt fosforfria vattnen, vilket gynnar kvävereduktionen. Utspädningen som följer därav ger vattnet en fosforhalt om ca 30 µg/l fosfor (65 g P per 2 000 m³) vilket är i nivå med till exempel Laxemaråns halter.

Kostnaden för att bygga och driva systemet är billigast av samtliga studerade alternativ. Förklaringen till detta är framförallt att ingen fosforrening behövs för avloppsvattnet.

Investeringarna uppskattas till 2,7 mnkr och driftkostnaden till 45 000 kr per år. Den totala årskostnaden uppgår till 230 000 kr.

Tabell 4-6. Utvärdering enligt kravspecifikation – alternativ 5) Urinsortering och biofilterbädd.

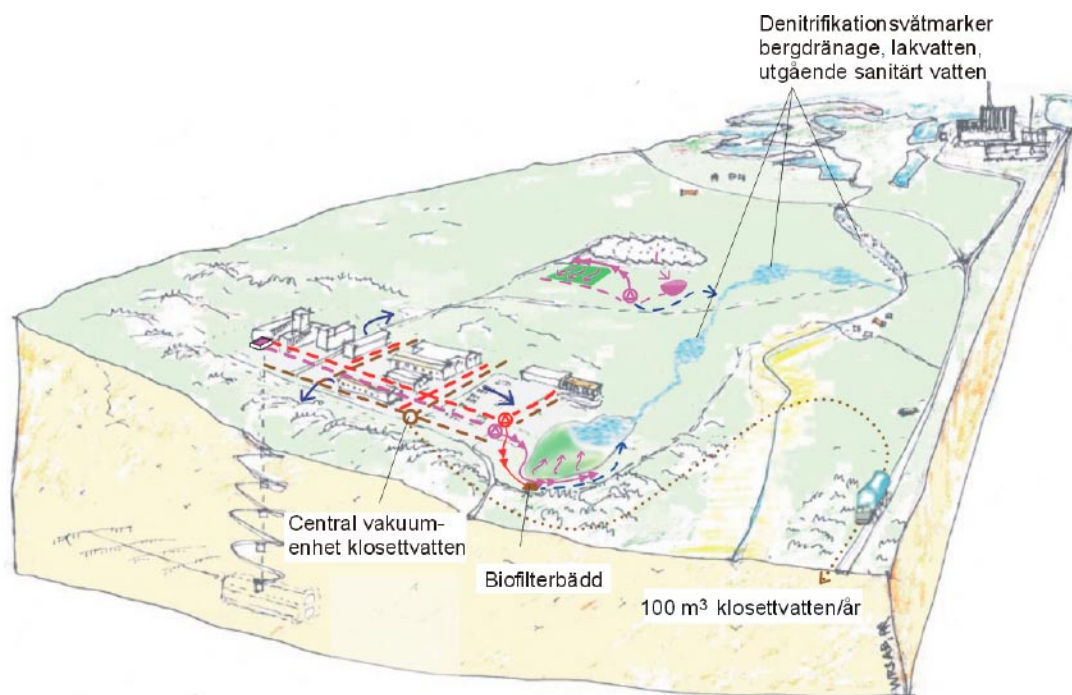
Krav	Uppfyller krav	Kommentar
Smittskydd	Ja.	Avskiljning av smittämnen i filterbädden är mycket hög och stabil. Efterbehandling i översilningsytan, eller i poleringsdike gör att vattnet i Oxhagsdammen kommer uppfylla badvattenkvalitet. Dock måste ev. bräddning från pumpstationen beaktas.
Recipientskydd	Ja.	Urinsorteringen avskiljer merparten av fosfor och kväve även om man räknar med visst spill till spillvattnet. Avskiljning av syreförbrukande ämnen är hög och stabil. Detta tillsammans med höggradig nitrifikation eliminerar risk för lukt. Restfosfor gör nytta för kvävereningen för bergdränage och lakvatten i nedströms system. Fosfor påverkar varken Laxemarån eller Ekerumsviken.
Hushållning och återvinning	Ja, stor potential finns för återvinning av samtliga växtnäringsämnen.	Den uppsamlade urinlösningen kommer att innehålla ca 70 % av inkommande fosfor och över 80 % av kvävet. Dessa och övriga växtnäringsämnen kan återföras till åkermark. Näring är växtillgänglig och förlusterna små vid spridning med rätt teknik. Lagrad urin är smittfri och förhållandevis fri från tungmetaller och gifter. Acceptansen är god inom lantbruk och livsmedelsindustri. Ur lantbrukarperspektiv är de potentiella insamlade mängderna från slutförvaret dock små, vilket kan göra intresset mindre.
Ekonomi	Ja.	Årskostnad: 230 000 kr (investeringar: 2,7 mnkr, drift: 45 000 kr/år). Kostnad för tillsyn och underhåll (av urinsortering installationer) är den kritiska faktorn.
Energi- och resurskostnader	Ja, sannolikt.	Energi- och resurskostnader för byggande och drift är små. Kritisk faktor är avstånd för avsättning av urin.
Tillförlitlighet och flexibilitet	Ja, men varierande.	Tekniken är beprövad och tekniskt pålitlig. Med noggrannhet i installation och regelbundet underhåll fungerar systemet väl. Flexibiliteten är god. Vid ökad belastning kan tömningsfrekvensen ökas. Filterbädden kan belastas högre än den dimensionerande belastningen utan risk för stopp. Utsläppen av BOD kan dock komma att öka något.
Användaraspekter	Ja, men kräver information.	Många människor är ovana vid urinsortering toaletter. Med information är acceptansen god och risken för felanvändning liten. Urinoarer är vanliga på många herrtoaletter. Vattenfria urinoarerna är väl designade och i regel helt luktfria. Dessa urinoarer har hög acceptans och används i exklusiva hotell- och kontorsmiljöer.
Ansvar och kontroll	Ja.	SKB har driftansvaret. I jämförelse med föregående alternativ krävs något större insats av städpersonalen. Behandlingen i biofilterbädden är enkel och robust och kräver ej VA-tekniskt utbildad personal.
Övrigt	Ja.	Urinsortering kan användas för att öka prestanda i rening och återvinning även i andra alternativ. Urinsortering har ett pedagogiskt värde och bör ge goodwill för SKB.

Alternativ 6. Lokal hantering – klosettavsortering och biofilterbädd

Beskrivning av systemlösning

Detta alternativ bygger på separat uppsamling och behandling av klosettavsortering och spillvatten. Klosettavsortering utgörs av fekalier och urin och innehåller alltså de nedbrutna restprodukterna av intagen föda och är således ett naturligt gödselmedel. Innehållet av tungmetaller och organiska gifter speglar innehållet i vår föda och är mycket litet. I klosettavsortering finns dock en stor mängd bakterier. I stort sett alla sjukdomsframkallande organismer vi normalt tillför spillvatten har sitt ursprung från fekaliefractionen. För att kunna nyttja denna näringsrika klosettavsortering som gödselmedel på odlingsmark krävs därför en höggradig hygienisering /Jönsson et al. 2004/.

Systemet för klosettavsortering som föreslås här bygger på uppsamling och framledning av klosettavsortering med hjälp av vakuumenteknik. Sådana system används i Sverige sedan länge på båtar och tåg, men nya system som är bättre anpassade för hushåll och stadsbebyggelse har börjat utvecklas under senare år. I Europa är sannolikt Tyskland det land som kommit längst med vakuumsystemanvändningen.



Figur 4-9. Alternativ 6. Lokal hantering – klosettwater-sortering och biofilterbädd.

Det spillwater som uppkommer vid klosettwater-sortering kallas BDT-water (Bad-, Disk-, Tvätt-). BDT-water är förhållandevis fritt från näring och smittämnen. Ur miljö- och smittskyddssynpunkt är BDT-water därför ett relativt harmlöst avloppsvater. Det innehåller dock rikligt med lättnedbrytbara organiska ämnen (BOD) eftersom sådana huvudsakligen tillförs via köksavlopp, tvätt och duschar. Från dessa källor tillförs också hushållskemikalier som är mer eller mindre potentiellt miljöskadliga. För behandling av BDT-water är behandling i biofilterbädd eller annan biologisk fastfilmsteknik ändamålsenlig /Ridderstolpe 2004/.

Utformning, dimensionering och lokalisering

Det är viktigt att klosettwaternet hålls så koncentrerat som möjligt. Med dagens vakuumsystem åtgår normalt ungefär en halv liter water per spolning. Mer vattensnåla tekniker är under utveckling. Exempel finns också på system som kombinerar urinsortering med vakuum, vilket ger en mycket koncentrerad slutprodukt. Vakuumentheten placeras normalt centralt, men i små system kan varje toalett föreses med en liten enhet. Fördelen med detta är att styr- och regler-systemet förenklas. Toaletten spolar helt enkelt genom att vakuum aktiveras några sekunder just när man spolar. Med vakuum erhålls full frihet i placering av toalettutrymmen eftersom vakuumentledningar kan dras både uppåt och nedåt.

I det system som har skissats för arbetsområdet över jord används en centralt placerad vakuumenthet som suger klosettwater från områdets olika toaletter (under jord uppsamlas klosettwater med en separat vakuumenthet eller flera små). Intill vakuumentheten placeras ett uppsamlingslager varifrån klosettwater hämtas med slambil för vidare hantering.

Uppsamling och framledning av BDT-water görs på samma sätt som tidigare beskrivits för blandat spillwater. För behandling föreslås biofilterbädd av den typ som beskrivits i tidigare alternativ. Eftersom mängden water och näringsinnehållet är lägre än i sådant spillwater där toalettfraktionerna ingår, kan biofilterbädden göras mindre.



Figur 4-10. Utvecklingen av vakuumsystem sker för närvarande snabbast i Tyskland. Bilden visar vakuumtoalett och vakuumenhet för det nya bostadsområdet Frietenbreite i Lübeck (www.otterwasser.de/german/konzepte/flibildg.htm).

Drift och hantering av restprodukter

Vakuumsystemet är jämfört med självfallssystem tekniskt mer komplicerat och kräver regelbunden tillsyn och underhåll.

Ett viktigt syfte med klosettavvattning är att skapa kretslopp för närsalter. Därför är möjligheten och kostnaden för att hantera och sprida klosettavvattning på odlingsmark en avgörande faktor. En diskussion med representanter för det lokala lantbruket bör därför tidigt tas där frågor om kvalitetssäkring, ansvarsgränser och kostnader bör redas ut. I dagsläget är långtidslagring en godtagbar teknik för hygienisering. I framtiden kan krav komma på ytterligare behandling för hygienisering. För närvarande är hygienisering med urea eller ammonium samt våtkompostering de metoder som är lämpligast i den lilla skalan.

Behandlingssystemet med biofilterbädd är enkelt och robust. Behovet av tillsyn och underhåll är litet (jämför med alternativ 3, 4 och 5).

Miljö och ekonomi

Klosettavvattning där den hygieniserade restprodukten från toalettavfallet omhändertas i odling och där BDT-vatten behandlas för att skydda närmiljön från olägenhet är ur smittskydds- samt miljö- och kretslopps synpunkt mycket bra.² Bland de här studerade alternativen är också klosettavvattning det som har störst potential för miljö- och kretsloppsanpassning. Att tekniken inte använt i så stor omfattning hittills beror dels på att den i jämförelse med traditionell avloppshantering är mer avancerad och komplex. Den förutsätter också en samordning med jordbruk som komplicerar planering och gör ansvarsfrågan och ekonomin mer osäker. Ett viktigt skäl till att klosettavvattning inte kommit i allmänt bruk är att krav på kretslopp hittills inte har ställts på avloppsverksamhet.

Kostnaden för att bygga detta alternativ uppskattas till 3,3 mnkr. En stor post i investeringen är vakuumtoaletterna och vakuumsystemet i övrigt. Dock innebär avlastningen av föroreningar till spillvattnet att behandlingen kan göras billigare än i övriga alternativ. Driftkostnaden uppskattas till 90 000 kr per år, varav hälften utgör kostnader för avyttring av klosettavvattning. Årskostnaden hamnar på 340 000 kr, vilket är över medianen för de jämförda alternativen.

² Se till exempel genomförda systemanalyser inom forskningsprogrammet Urban Water (www.urbanwater.org).

Tabell 4-7. Utvärdering enligt kravspecifikation – alternativ 6) Klossettvattensortering och biofilterbädd.

Krav	Uppfyller Krav	Kommentar
Smittskydd	Ja.	BDT-vatten är redan före behandling betydligt renare med avseende på smittämnen än utgående vatten från ett vanligt reningsverk. Med behandling i biofilterbädd är smittskyddet således mycket högt. En förutsättning för implementering av systemet är att hantering av klosettvattnet är löst. Detta inbegriper bland annat att mycket höga krav uppfylls för att eliminera smittämnen före spridning på åkermark.
Recipientskydd	Ja.	BDT-vattnet innehåller små mängder fosfor och kväve men det mesta av lättnedbrytbara organiska ämnen. Avskiljning av syreförbrukande ämnen i filterbädden är hög och stabil. Restfosfor gör nytta för kvävereningen för bergdränage och lakvatten i nedströms liggande system. Fosfor påverkar varken Laxemarån eller Ekerumsviken och når inte havet.
Hushållning och återvinning	Ja, potentialen för kretslopps är mycket stor men höga krav ställs på kvalitets-säkring	Det uppsamlade klosettvattnet kommer att innehålla ungefär 90 % av samtliga näringsämnen. Kretsloppspotentialen är således mycket hög. Näringen är växtillgänglig och förlusterna små vid spridning med rätt teknik. Den så kallade "äckelfaktorn" kan påverka acceptansen negativt.
Ekonomi		Årskostnad: 340 000 kr (investeringar: 23,3 mnkr, drift: 90 000 kr). Kostnad för tillsyn och underhåll av klosettvattnensortande installationer är den kritiska faktorn.
Energi- och resurskostnader		Avgörande för god energihushållning är att klosettvattnet hålls koncentrerat. Kemisk hygienisering är mindre känslig för utspädning och låg ts-halt jämfört med termisk hygienisering.
Tillförlitlighet och flexibilitet	Ja, men varierande.	Tekniken som föreslås är beprövad, men ej allmänt förekommande. Utveckling pågår framför allt i Tyskland och Norge som gjort systemen säkrare och mer kostnadseffektiva. Mer tillsyn och underhåll än med ett vanligt vattenburet system kan förväntas. Flexibiliteten är stor. Vid ökad belastning kan tömningsfrekvensen ökas. Filterbädden kan belastas högre än den dimensionerande belastningen utan risk för stopp. Utsläppen av BOD kan dock komma att öka något.
Användar-aspekter	Ja, acceptansen är god. Information om systemet rekommenderas.	Acceptansen för vakuumpoletter är god och risken för felanvändning liten. Nya poletter bullrar mindre än de som normalt används på färjor och tåg. Risken för lukt är liten. Information är viktig främst för att spara vatten.
Ansvar och kontroll	Ja.	SKB har driftansvaret. Vakuumsystemet är relativt tekniskt avancerat med bland annat mekaniska ventiler som kan krångla. Underhåll och tillsyn av både poletter och övriga delar av systemet ingår som viktig en del i driften. Behandlingen i biofilterbädd är enkel och robust och kräver ej VA-tekniskt utbildad personal. Miljökontrollen förenklas av att vattnet som hanteras utgör liten miljörisk.
Övrigt	Ja.	Klosettvattnensortering har ett pedagogiskt värde och bör ge goodwill för SKB.

4.1.3 Slutsatser rörande hantering av sanitärt avloppsvatten

I föregående avsnitt har sex olika alternativ för hantering av sanitärt avloppsvatten framarbetats. Alla har bedömts uppfylla kravspecifikationens uppställda ambitioner, vilket innebär att de är genomförbara och bedöms uppfylla miljöbalkens krav på skyddsåtgärder. För val av slutligt alternativ ställs alternativen mot varandra. En preliminär gemensam värdering av några av de olika alternativen genomfördes under arbetets gång tillsammans med SKB. I tabell 4-8 sammanfattas styrkor och svagheter som då och senare tillskrivits olika alternativ.

Av tabellen framgår att alternativ 5 med urinsortering och lokal spillvattenhantering i biofilterbädd är det alternativ som bäst uppfyller kravspecifikationens kriterier. Detta alternativ har näst högsta prestanda avseende smittskydd, miljöskydd och hushållning, samtidigt som det bedöms vara robust och tillförlitligt. Även ekonomiskt är det fördelaktigt.

Alternativet med överföring av spillvatten till befintligt reningsverk medför förhållandevis höga kostnader på grund av den långa överföringsledningen som behövs. Dessutom kommer utsläppt kväve i högre grad bidra till primärproduktionen i Östersjön med detta alternativ.

Tabell 4-8. Jämförande bedömning av de sex alternativens uppfyllelse av kravspecifikationen.

	Alt. 1) Befintligt ARV (OKG)	Alt. 2) Paket-ARV	Alt. 3) Biofilterbädd och P-fälla	Alt. 4) Förfällning och biofilterbädd	Alt. 5) Urinsortering och biofilterbädd	Alt. 6) Klosettvattnensortering och biofilterbädd
Smittskydd	Mycket bra.	Ja, med kompletterande skyddsåtgärder.	Mycket bra.	Bra.	Bra.	Mycket bra.
Recipientskydd	Bra skydd, men restutsläpp direkt till havet.	Bra skydd, men episoder med till exempel slamflykt kan förväntas. Efterbehandling minskar risk för lokal påverkan.	Mycket bra skydd. Ingen påverkan på varken Laxemarån, Ekerumsviken eller havet.	Bra skydd. Ingen påverkan på varken Laxemarån, Ekerumsviken eller havet.	Bra skydd. Ingen påverkan på varken Laxemarån, Ekerumsviken eller havet.	Extremt bra skydd. Ingen påverkan på varken Laxemarån, Ekerumsviken eller havet.
Hushållning och återvinning	Potential för fosfor.	Potential för fosfor.	God potential för fosfor.	Potential för fosfor.	God potential för alla växtnäringsämnen, kretslopp enkelt att realisera.	Mycket god potential för all växtnäring men kretslopp försvåras av hygieniseringskrav och attityder.
Ekonomi	Över medel	Medel.	Medel.	Medel.	Under medel.	Medel.
Energi- och resurskostnader	Relativt höga energi- och transportkostnader.	Relativt höga energi- och transportkostnader.	Relativt hög för framställning av filtermaterial.	Relativt låg resursförbrukning. Lite energi åtgår för driva biologisk process, få transporter.	Låg kostnad trots transporter.	Osäkert vad gäller behandling och transport.
Tillförlitlighet och flexibilitet	God.	Mindre god.	God.	God.	God.	Mindre god.
Användar-aspekter	Traditionellt.	Traditionellt.	Traditionellt.	Traditionellt.	Ej traditionellt, men acceptans vid information.	Ej traditionellt, men normalt hög acceptans.
Ansvar och kontroll	Enkelt, men beroende av OKG (kräver kompetens).	Kräver god kompetens.	Okomplicerat, ingen VA-teknisk kompetens krävs.	Okomplicerat, men VA-teknisk kompetens krävs.	Okomplicerat, ingen VA-teknisk kompetens krävs. Visst beroende till mottagare.	Relativt komplicerat, god kompetens krävs. Beroende till en/få mottagare.
Sammanvägt	Enkel att genomföra och driva men dyrast.	Enkel i planering och genomförande men känsligast i drift.	Enkel i planering och genomförande. Robust drift.	Något krävande i planering och genomförande. Robust drift.	Näst bäst, men billigast. Enkel i planering och genomförande. Robust drift.	Bäst, men osäkerhet vad gäller avsättning. Något krävande i planering, genomförande och drift.

4.2 Bergdränage, släckvatten och lakvatten – möjligheter och förslag till hantering

Som redovisas i kap 3.2 uppkommer bergdränage och lakvatten på olika platser och deras innehåll skiljer sig mellan bygg- respektive driftskede, men också med aktuell vädersituation och årstid. Nedan diskuteras reningsbehov och förslag till behandlingslösningar.

4.2.1 Reningsbehov, behandlingsbarhet och rimlighet

De årliga kvävemängderna som totalt förväntas förekomma i bergdränage och lakvatten till följd av sprängmedelsanvändningen är förhållandevis små. Under byggskedet förväntas 3–9 ton kväve per år och under driftskedet 1–3 ton per år. Dessa mängder kan till exempel jämföras med kväveinnehållet i avloppsvatten: Nio ton kväve motsvarar till exempel ungefär den mängd kväve som tillförs spillvatten från ett samhälle med knappt 2 000 personer. Reningsverk av denna storlek omfattas inte av några generella krav på kväverening i Sverige.

En bedömning av reningsbehovet i förhållande till den lokala recipienten och vad som kan anses vara rimliga åtgärder skall dock alltid göras. Som beskrivs ovan är primärproduktionen i Laxemarån och Ekerumsviken sannolikt enbart reglerad av fosfor. Sålunda torde tillförsel av kväve inte ha någon gödande effekt på vattnen. Däremot kan kväve som når det öppna havet stimulera algproduktionen där. Med hänsyn till denna risk är det rimligt att minska utsläppen av kväve.

Lokalt har utsläpp av ammoniumkväve en negativ effekt på vattenrecipienten genom att öka konsumtionen av syre i vattnet. Syreförbrukningen uppstår då ammonium omvandlas till nitrat av bakterier (nitrifikation). I det aktuella fallet bedöms denna effekt i första hand påverka Oxhagsdiket. I Laxemarån och Ekerumsvikens inre del torde utsläppen av ammonium möjligen kunna påverka syretillståndet vintertid. Slutsatsen är att vid sidan om kvävereduktion är nitrifikation av ammonium önskvärd.

Släckvatten från eventuell brand torde ha negativ effekt på vattenmiljön i den lokala recipienten genom utsläpp av partiklar och giftiga substanser. Mängden föroreningar som kan komma att släppas ut är dock små i förhållande till de större recipienterna. Biologin i det behandlingssystem som föreslås är tåligt och kan återhämta sig efter eventuell giftpåverkan.

Behandlingsbarheten för de aktuella vattnen är koncentrationsberoende och fungerar effektivare vid högre halt. Bergdränagevattnets behandlingsbarhet är osäker under byggskedet (0–20 mg N/l). Under driftskedet är kvävehalterna i nivå med vanligt åvatten (0–5 mg N/l) och kan inte betraktas som behandlingsbart i teknisk mening. Lakvattnet från bergmassetippen förväntas ha en halt på 20–235 mg N/l, vilket gör behandling möjlig och ekonomiskt rimlig.

Rimlighetsbedömning för behandling bör göras genom jämförelser med vad andra åtgärder för minskade kväveutsläpp i samhället kostar. När det gäller kväverening i större kommunala avloppsreningsverk ligger kostnaden vid utbyggnad i befintligt verk i storleksordningen 30–50 kr/kg reducerat kväve /Olshammar et al. 2003, Naturvårdsverket 1993/. För våtmarker anlagda i jordbrukslandskapet ligger motsvarande kostnad runt 20 kr/kg reducerat kväve /Söderqvist 1999/, medan kostnaden för poleringsvåtmarker för spillvatten ligger i intervallet 50–70 kr/kg (observera att kostnaden för rening av ett ämne kan beräknas på flera sätt då åtgärden ofta innebär att flera ämnen renas och kostnaden kan fördelas på en eller flera parametrar). Kostnaden bör alltså inte hamna alltför mycket högre än för dessa åtgärder för att den skall kunna anses vara rimlig.

Trots att reningsbehovet för släckvattnet troligen är begränsat gör det faktum att mängden förorenat vatten är liten och relativt enkel att hantera att det är rimligt att särskilda försiktighetsåtgärder vidtas för detta vatten. Eftersom en stor del av föroreningarna kan förväntas förekomma som sotpartiklar och annat partikulärt material bedöms sedimentation i damm eller magasin vara en lämplig behandlingsmetod, eventuellt i kombination med luftning eftersom även icke partikelburna föroreningar och syreförbrukande ämnen kan förekomma.

Tabell 4-9. Behandlingsbarhet (kväverening) för lakvatten och bergdränage.

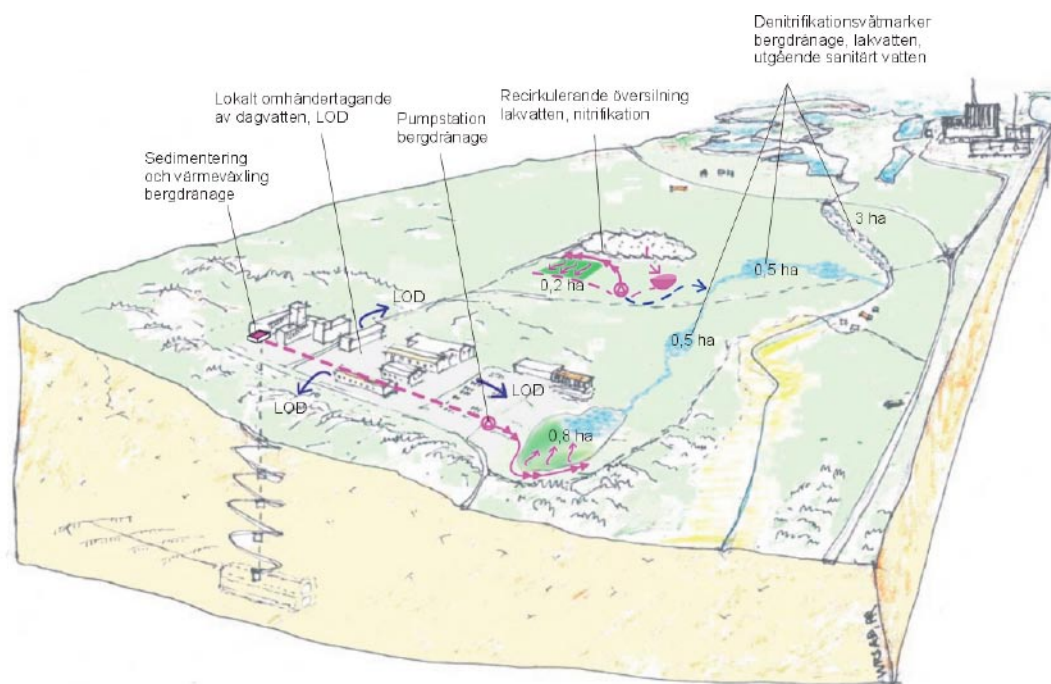
	Byggskede	Driftskede
Lakvatten	God (60–240 mg/l)	God (20–80 mg/l)
Bergdränage	Osäker även i naturnära system (0–20 mg/l, $Q_{\text{Bergdrän}} > 20Q_{\text{Lakv}}$)	Endast i passiv mening i naturnära system (0–5 mg/l, $Q_{\text{Bergdrän}} > 40Q_{\text{Lakv}}$)

4.2.2 Jämförelse av olika behandlingslösningar

I tidigare utredning har olika behandlingsalternativ studerats (bilaga 8). Jämförelsen som då gjordes mellan olika lösningar utmynnade i en rekommendation att i första hand fortsätta utreda kombinationen med översilning och våtmark för behandling av bergdränage och lakvatten. Rekommendationen gjordes utifrån processmässiga och ekonomiska hänseenden.

I utredningen rekommenderades även att undersöka möjligheten till utbyggd kväverening i befintligt reningsverk. Skälet till detta var att OKG vid tiden då utredningen gjordes skulle påbörja planering för att upprusta reningsverket. Något samarbete med OKG inleddes dock aldrig i frågan och reningsverket renoveras nu oavsett SKB:s eventuella framtida behov av kväverening för bergdränage och lakvatten från slutförvaret. I dagsläget bedöms behandling av bergdränage och lakvatten i befintligt reningsverk inte rimligt eller önskvärt, vare sig ur miljö- eller kostnadssynvinkel.

4.2.3 Föreslagen principlösning



Figur 4-11. Föreslagen principlösning för bergdränage och lakvatten (samt dagvatten). Bergdränage från slutförvaret förs efter värmeväxling till pumpstation och beskickas pulsvis över en översilningsyta. Vattnet uppsamlas och behandlas vidare (eventuellt tillsammans med behandlat spillvatten) i kärr och våtmarker. Lakvattnet från bergmasseupplaget behandlas på liknade sätt och förs tillsammans med övrigt vatten ned mot Laxemarån.

Bergdränage

För bergdränaget föreslås följande hantering och behandling:

Bergdränagevattnet uppfordras från slutförvaret i steg om ca 100 m där respektive pumpsteg föregås av sedimentation och oljeavskiljning. I anslutning till uppföringsplatsen för bergdränaget passerar vattnet en värmeväxlare för återvinning av värme.

Därefter föreslås vattnet ledas i självfallsledning österut till en pumpstation belägen mellan planerad parkering och ängen öster om driftområdet. Från pumpstationen pumpas vattnet upp längs ängens södra kant där det sprids ut på markytan på bred front och översilar ängen.

Påförsel av vatten, beskickning, sker i intervaller så att markytan växelvis blötläggs och dräneras av. Under beskickning rinner vattnet på markytan och i matjordskiktet. På detta sätt blir kontakten god mellan de positiva ammoniumjonerna i vattnet och matjordens rikligt negativt laddade inbindningsytor så att en stor andel ammoniumjoner överförs från vattnet till marken. I efterföljande dräneringsfas tränger syre ner i marken och nitrifierande bakterier som finns naturligt i matjorden kan då nyttja ammoniumjonerna som energikälla genom att omvandla dem till nitrat. Vid påföljande beskickningsfas följer de negativt laddade nitratjonerna med vattnet och kan behandlas vidare i ett nästa reningssteg nedströms. Även kloridjoner som tillförs översilningsytan via vattnet förs kontinuerligt bort varför det inte är någon risk för försaltning av marken.

Pulsvis beskickning i översilning används i Sverige för polering av spillvatten och i ett antal behandlingsanläggningar för lakvatten från avfallsdeponier. Tekniken är enkel och robust och har visat sig fungera väl även då näringsämnen i vattnet är obalanserade.

Efter behandling i översilningen uppsamlas vattnet i ett permanent vattenfyllt område som anläggs i norra änden av Oxhagen. Här, liksom i de våtmarker som anläggs nedströms, kommer fortsatt kvävereduktion att äga rum. Det finns också möjligheter att tillskapa gestaltningsvärden och gynna biologisk mångfald. Dammen kan till exempel ges djup och form för att skapa en vacker vattenspegel som blir synlig från den planerade restaurangen.

På lämpliga platser utmed Oxhagsdiket anläggs om möjligt ytterligare en översilningsyta samt flera små dammar och våtmarksmiljöer på vattnets väg ner till Laxemarån. Nere i Laxemaråns dalgång anläggs en större våtmark i området uppströms väg 743. Våtmarken har preliminärt bedömts kunna få en storlek av ca 3 ha.

De permanent vattenfyllda våtmarksmiljöerna utgör främst miljöer för denitrifikation, men nitrifikationsprocessen fortgår också i viss mån. Denitrifikation utgör det andra steget i kväveredningsprocessen då nitratjoner omvandlas till ofarlig kvävgas. Processen katalyseras av nedbrytande bakterier som använder nitrat för sin andning. Omvandlingen av nitrat till kvävgas begränsas normalt av tillgången på organiskt material som utgör bakteriernas föda (kolkälla). Produktionen av kolkälla begränsas i första hand av solljus, men också av tillgången på näring i vatten och sediment. Bergdränagevattnet är extremt näringsfattigt (med undantag av kväve), varför ett visst tillskott av fosfor och andra näringsämnen är önskvärt för att gynna kvävereduktionen. Ett sådant näringstillskott kan tillföras med artificiell näringslösning, men kan också erhållas från spillvattnet. I det fall en lokal behandlingslösning väljs för det sanitära avloppsvattnet kan utgående, renat spillvatten med fördel sammanföras med bergdränage och lakvatten för förbättrad kväverening. Mängden restfosfor i spillvattnet bedöms vara tillräcklig för att stimulera växtproduktion (bildandet av kolkälla), men så liten (10–15 kg per år) att den inte påverkar produktionen i Laxemarån och Ekerumsviken (för jämförelse med nuvarande mängder, se avsnitt 3.3).

Vattnets salta bedöms inte påverka processerna för kvävereduktion. Både bakterier och växter klarar kloridhalter motsvarande halten i brackvatten upp till åtminstone 1,5 % (= 15 g Cl/l) (nitrifikation och denitrifikation sker naturligt i Östersjön).

Släckvatten

Vid eventuell brand i slutförvaret föreslås att man möjliggör tillfällig magasinering av uppumpat vatten under släckningsarbetet. För detta behövs ett magasin som är normalt tomt och bör rymma några timmars släckvattenflöde (ett antal hundra kubikmeter). Vid behov kan sedimentering förstärkas genom tillsättning av flockningsmedel. Efter dekantering återpumpas klarfasen till ordinarie behandling, det vill säga ordinarie väg till översilningsytan och dammen öster om driftområdet.

Systemet aktiveras när sprinklersystemet sätts igång. Reglering sker med automatventil som öppnar med viss fördröjning efter larm och stänger när magasinet är fullt. Återpumpning av klarfas sker sannolikt manuellt. Avsatt sediment i magasinet insamlas och transporteras till deponi.

Lakvatten

Merparten av sprängmedelsrester förväntas hamna i lakvattnet från bergmasseupplaget (50–67 % av kvävet). Eftersom flödet av lakvatten samtidigt är litet (motsvarandes 2–4 % av bergdränaget) är halterna av kväve höga (20–240 mg/l). Detta motiverar att behandlingsinsatserna fokuseras på lakvattnet. Tekniskt kompliceras behandlingen av kraftigt varierande flöden till följd av variationer i nederbörd och avsmältning. En nackdel är också att vattnets temperatur följer årstiden, vilket betyder att den biologiska aktiviteten och därmed behandlings effektiviteten avtar under vinterhalvåret.

Principerna som föreslås för behandling av lakvattnet är desamma som för bergdränagevattnet med skillnaderna att lakvattnet bör kunna recirkuleras för översilning när det finns ledig kapacitet i samband med lägre flöden, samt att ytan för översilning i förhållande till flödet bör vara mycket större än för bergdränaget.

Praktiskt ordnas systemet så att avrinnande lakvatten från bergmasseupplaget uppsamlas och leds till en damm. Denna damm anläggs på lämplig plats vid inägan sydöst om upplaget. Så långt möjligt skall avrinnande vatten från omgivande terräng hållas borta från lakvattnet. Inre och yttre avskärande diken kan med fördel anläggas runt upplaget.

Uppsamlingsdammen bör ha en viss utjämningsvolym för utjämning av högflöden. Det skall också finnas kapacitet för att sedimentera av partikulärt material som stenflis, borrhax och cementrester med mera.

I närheten av uppsamlingsdammen, om möjligt till exempel i slänten av upplaget, byggs en översilningsyta dit uppsamlat vatten pumpas för behandling (nitrifikation). Efter översilning leds vattnet via ett uppsamlingsdike tillbaka till uppsamlingsdammen. Vid dammen finns en utsläppspunkt varifrån vattnet via bräddning leds vidare till Oxhagsdiket där det sammanblandas med bergdränage och annat vatten från driftområdet och genomgår efterföljande kväverening (denitrifikation).

Med en föreslagen yta om ca 2 000 m² bedöms översilning ske i sådan grad och på sådant sätt att eftersträvad nitrifikationsgrad uppnås.

Översilningsytor och våtmarker för biologisk kväverening används i Sverige sedan många år tillbaka och får anses vara väl dokumenterade. Det har bland annat anlagts ett stort antal våtmarker för minskat näringsläckage från jordbrukslandskapet, ett tiotal för kompletterande rening av utgående vatten från avloppsreningsverk och hundratals för lakvatten från avfallsdeponier och för dränvatten från golfbanor. Referensanläggningar av liknande storlek som här har föreslagits är till exempel Trosa och Vagnhärads våtmarker för kompletterande avloppsvattenrening i Trosa kommun.

Kostnader

Kostnaderna för anläggande av systemet utgörs framför allt av markentreprenadarbeten för att tillskapa översilningsytor, kärr och dammar. Den maskinella utrustningen begränsas till pumpstation, pumpar och tillhörande styr- och reglerutrustning.

Utmed Oxhagsdiket finns lämpliga markområden för anläggande av erforderliga behandlingsytor och volymer. Merparten av schaktarbetena kan göras på mark med finsediment. Utformning av dammar och diken anpassas till terrängen, dels med tanke på gestaltning och dels för att spara kostnader. Massor bedöms kunna disponeras på platsen.

Ytbehovet för rening i översilningsyta och våtmark bedöms uppgå till sammanlagt ca 4 ha vid en reningsmålsättning på 50 % totalkvävereduktion och/eller 50 % nitrifikation. Anläggningskostnaden beräknas till 1,5–2 mnkr och driftkostnaden till ca 180 000 kr/år. Behandlingskostnaden per kg renat N beräknas hamna runt 70 kr/kg nitrifierat och reducerat N (för beräkningar, se bilaga 6).

4.3 Dagvatten – principer och förslag till hantering

4.3.1 Viktiga principer

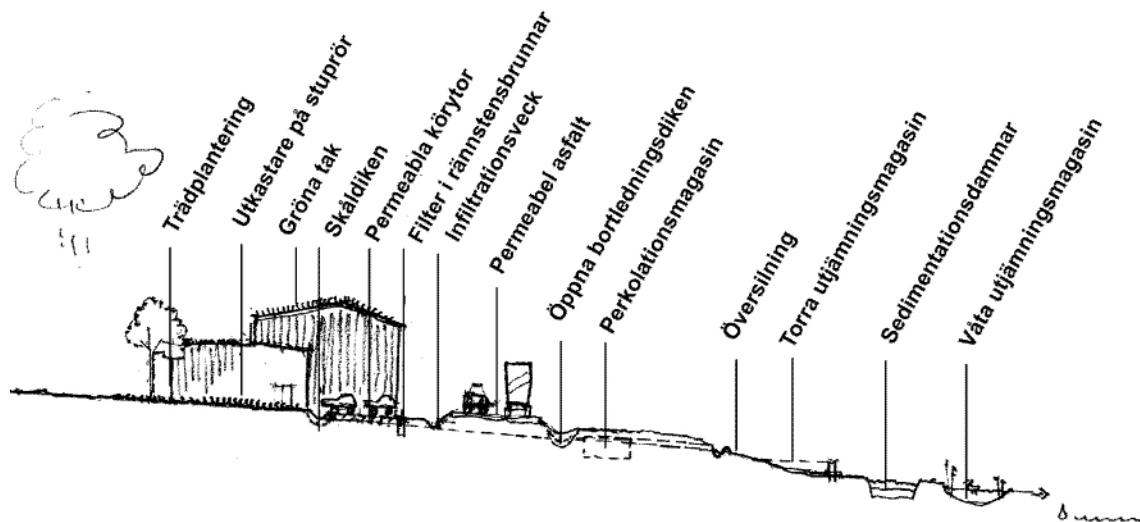
Följande generella planerings- och hanteringsprinciper bör gälla:³

- Tidig planering – Vid nyexploatering som i detta fall finns goda möjligheterna för ett lokalt omhändertagande av dagvatten. För att lyckas är det nödvändigt att tidigt i planeringen anpassa placering och höjdsättning av byggnader, vägar, parkeringsytor och andra installationer till terrängen så att vatten kan rinna av från tak och hårdgjorda ytor till anslutande grönytor eller naturmark, där vattnet och dess föroreningar till stor del kan omhändertas. Det måste också finnas plats för mer samlat överskottsvatten att avledas i öppna diken och eventuella dammar för fortsatt utjämning av flöden, samt avskiljning och nedbrytning av föroreningar.
- Källor – Undvik att förorena dagvatten med främmande ämnen. Använd byggnads- och anläggningsmaterial som minimerar tillskott av tungmetaller och andra föroreningar i dagvattnet. Använd underhållsmetoder och -rutiner som tar bort skadliga ämnen innan de når dagvattnet.
- Vattenbalans – Hantera dagvattnet inom det område där det bildas och minimera avledning. Avrinning från fastighet/markområde bör efter exploatering inte öka jämfört med före exploatering.
- Resurs – Hantera dagvattnet så att det vare sig medför skada på byggnader och anläggningar eller olägenhet för människor, växter eller djur. Sträva efter att anpassa anläggningarna så att de kan bidra till en trevlig bebyggd miljö. Ta tillvara möjligheterna att gynna biologisk mångfald i befintliga våtmarker och vid nyanläggning av dammar med mera.

4.3.2 Konkreta förslag till LOD

Det finns många sätt att ytterligare fördröja vattnets avrinning och undvika kulvertering. I figur 4-12 illustreras olika möjligheter på vattnets väg från nederbörd till recipient. Samtliga dessa åtgärder bör övervägas och ett flertal användas i det aktuella fallet.

³ Skrivningarna bland annat baserade på Huddinge kommuns dagvattenstrategi 2000.



Figur 4-12. Exempel på åtgärder för lokalt omhändertagande av dagvatten, LOD. (Teckning P. Ridderstolpe, WRS Uppsala AB.)

Vid utformningen av dag- och dränvattensystemet för driftområdet föreslås att följande mer specifika åtgärder:

- Utjämnings- och sedimentationsmagasin anläggs i befintliga dikessystem/avrinningsstråk i förebyggande syfte redan i inledningsskedet av byggtiden. Detta eftersom byggskedets markarbeten riskerar medföra kraftigt ökade partikeltransporter med dagvattnet till följd av erosion och ökad avrinning.
- För yttre byggnads- och anläggningsytor bör man eftersträva material som har liten benägenhet att utlaka föroreningar. Särskild vikt skall läggas vid att undvika omålade förzinkade ytor. Yttertak, fasader, räcken, stolpar, hängrännor och stuprör är exempel på ytor och installationer som kan vara förzinkade. Industriell zink innehåller i regel dessutom kadmium som är en av de giftigaste tungmetallerna. Förzinkade ytor är troligen den största källan till kadmium i dagvatten. Man bör därför försöka finna alternativ till produkter som kan släppa ifrån sig dessa och andra tungmetaller. Förzinkade metallarmaturer kan exempelvis i relativt stor utsträckning ersättas av träarmaturer, naturliga takmaterial kan nyttjas och metallytor målas med miljöanpassad, skyddande färg. Det är viktigt att också arbeta aktivt med materialval när det gäller markanläggningar, framför allt rörledningar och körytor.
- Hårdgörning av ytor minimeras. Ifrågasätt alltid om behov av hårdgörning av en yta föreligger. Hårdgörning undviks särskilt runt byggnadskroppar och på parkeringar. I ytor med permeabla ytskikt möjliggörs infiltration och fastläggning av föroreningar. Trafikytor som hårdgörs bör höjdsättas och utformas så att avrinning sker till anslutande vegetationsklädda ytor/diken utan risk för direktavledning till eventuellt förekommande dagvattenledningar, det vill säga att om dagvattenbrunnar mot förmodan behövs, placeras de aldrig i gatan eller i dess direkta anslutning.
- Oljeavskiljande funktion (inte nödvändigtvis erhållet med oljeavskiljare) bör alltid finnas där förhöjd risk för oljespill till dagvattnet föreligger, vilket framför allt gäller större hårdgjorda parkeringar, uppställningsytor och omlastningsytor. För mindre parkeringar/uppställningsplatser där flöden och risker är små erhålls tillräcklig oljeavskiljning och nedbrytning genom avrinning till anslutande vegetationsklädd mark. Man ska också alltid beakta risken för förorening av yt- och grundvatten vid olyckstillbud och utforma systemet så att förorenat vatten kan uppehållas och saneras nära olycksplatsen.

- Möjligheter till utjämning och diffus spridning av dag- och dränvattenflöden tillvaratas alltid. Dagvatten från takytor avleds ovanpå mark till vegetationsklädda ytor där det kan infiltrera. Infiltrationskapaciteten kan förstärkas genom anläggande av exempelvis stenkistor. Åtgärderna bidrar också till att bibehålla gynnsamma hydrologiska förhållanden för nyetablerad och befintlig vegetationen inom och utanför det exploaterade området.
- Avrinnande vatten från hårdgjorda (i första hand trafikerade) ytor som inte kan avledas till vegetationsklädda ytor/diken med nödvändig renande och utjämnande kapacitet, fördröjs i öppna eller underjordiska utjämningsmagasin, innan det avleds till dagvattenledning/recipient. Typiska platser där sådana åtgärder kan vara nödvändiga är vid anslutningsvägarnas passager av jordbruksdiket och Laxemarån.
- Husgrundsdränering kan utan fördröjning anslutas till dagvattenledning. Dag- och dränvattensystemet måste dock höjsättas och utformas så att utjämning av dagvattenflöden inte förhindrar en effektiv dränering av byggnader.
- Avledning av överskottsvatten bör i så stor utsträckning som möjligt ske i öppna dikessystem. Plats för diken, torra utjämningsmagasin (gräsytor som tillfälligtvis får översvämmas) och eventuella dammar reserveras i planläggningen av området.
- Nyetablering av träd. Träd har tack vare sina blad- och grenverk god förmåga att fånga upp, kvarhålla och avdunsta en stor del av nederbörden (s k interception). Träden suger också upp en del av det regnvatten som når marken via sitt rotsystem och bidrar på så sätt till att öka markens magasineringsskapacitet. Genom att plantera träd i och kring parkeringsytor minskas flödesintensiteten från dessa ytor vid häftiga regn och möjligheten att omhänderta föroreningarna i vattnet i exempelvis mark-/växsystem ökar. Trädplantering är ett kostnadseffektivt sätt att hantera dagvatten samtidigt som det skapar biologiska och estetiska mervärden.
- Eventuella dagvattendammar bör vara tillgängliga för slamsugbil eller grävmaskin och ha en långsmal form som gör att hela botten kan nås med grävmaskin (max 7 m från kant till dammens mitt).

4.3.3 Bedömning

Möjligheterna för LOD bedöms vara mycket goda. Med ett väl genomfört planeringsarbete bedöms dagvattnet kunna omhändertas utan problem för verksamheten i området eller för miljön i omgivningen.

Föreslagna LOD-åtgärder bedöms framför allt begränsa ökningen av suspenderat material, tungmetaller och oljeföroreningar som medförs dagvattnet. Reningsgraden förväntas överstiga 90 %. Inräknat retention och utspädning i Oxhagsdiket bedöms dagvattnet inte medföra någon negativ effekt på vare sig på Laxemarån eller på Ekerumsviken.

Genomförs LOD enligt vad som här har beskrivits bedöms också totalkostnaden (investering, underhåll och skötsel) för avledning och rening av dagvattnet minimeras.

5 Sammantagen bedömning av miljökonsekvenser

Sammantaget bedöms behandling och bortledning av olika strömmar av förorenat vatten på de sätt som föreslås i utredningen ge små skador på miljön. Lokalt påverkas framförallt Oxhagsdiket som får ett högre och jämnare flöde. Diket som i dagsläget oftast är torrt kommer året runt ha ett flöde om ca 20–30 l/s. Vattnet kommer att vara bräckt och svagt näringsberikat, särskilt i dikets övre lopp. Diket kommer således att ändra karaktär, men med de kärr och dammar som tillskapas blir följden ett estetiskt och för biologisk mångfald intressant vattendrag. Vattnet kommer inte att utgöra någon hälsorisk för vare sig människor eller djur.

Laxemaråns nedre lopp kan sommartid vid låg vattenföring uppnå en sälla motsvarande Ekerumsviken. Varken våtmarksområdet uppströms väg 743 eller sträckningen nedströms vägen torde påverkas negativt av dessa situationer.

Utsläppen av fosfor från behandling av sanitärt vatten uppgår till högst 25 kg per år. Denna restfosfor kommer vid lokal behandling att spädas ut med bergdränagevattnet i Oxhagsdiket till nivåer som motsvarar mesotroft näringstillstånd (25–35 µg/l). Näringen kommer att stimulera biota och kvävareduktionen, men inte ge upphov till algblomning eller andra ogynnsamma situationer.

Där Oxhagsdiket möter Laxemarån kommer fosforhalten vara i nivå eller lägre än åvattnets.

Av allt att döma är primärproduktionen i Ekerumsviken (och fjärdarna strax utanför) inte reglerad av kväve. Den tillförsel av kväve som SKB:s verksamhet kan ge upphov till kommer sålunda inte att påverka algproduktion i dessa vattenområden. Vikarna är relativt väl ventilerade och utgående halt av ammonium är låga. Därför finns ingen risk för att syrgastillståndet påverkas negativt.

Kostnaden för den behandling och bortledning av de aktuella vattnen är rimliga. Investeringskostnad för system för omhändertagande av sanitärt vatten understiger 4 mnkr vilket tillsammans med driftkostnader ger en årskostnad på ca 300 000 kr. Kostnader för hantering av bergdränage och lakvatten ligger i samma storleksordning. Utslaget per kg reducerat kväve är motsvarar behandlingskostnaden 70 kr/kg.

6 Slutsatser

Allmänt

- Vid byggande och drift av slutförvaret uppkommer tre olika typer av förorenat vatten, nämligen (1) sanitärt vatten, (2) bergdränage från slutförvar och lakvatten från bergmasseupplag och (3) dagvatten. Dessa vatten har olika egenskaper och bör behandlas var för sig innan de förs samman.
- Av de olika förorenade vattenströmmar som uppstår vid slutförvaret utgör det sanitära vattnet den största potentiella risken för människors hälsa och miljön. Vattnet kan dock behandlas så att skada eller olägenhet undviks. Lakvattnet från bergmasseupplaget förväntas svara för det största bidraget av kväve, som mest 6 ton per år. Bergdränage från slutförvaret innehåller lite kväve och är bräckt men trots allt relativt rent. En halvering av kvävebidragen från lakvatten och bergdränage bedöms miljömässigt motiverad och ekonomiskt rimlig.
- Störst föroreningsmängder uppträder i byggfasen som därför bör vara dimensionerande för tekniska delar och utgöra grund för prövning av miljöpåverkan.

Sanitärt vatten

- Flera systemlösningar uppfyller miljöbalkens hänsynsregler och är praktiskt och ekonomiskt rimliga som lösningar för slutförvarets sanitära avloppsvattenhantering.
- Av studerade alternativ är urinsortering i kombination med lokal behandling av spillvatten det alternativ som ger bästa kravuppfyllelse. Både ur miljö- och resurssynpunkt samt ekonomiskt är systemet föredelaktigt.
- Uppsamling av blandat sanitärt avloppsvatten och överledning till befintligt reningsverk vid Oskarshamns kärnkraftverk bedöms vara det alternativ som ger sämst kravuppfyllelse. Framförallt beror detta på att kostnaden för överföringsledningen bedöms bli hög.

Bergdränage och lakvatten

- Platsförutsättningarna är goda för avskiljning av kväve med naturnära rening i översilningsytor, dammar, kärr och våtmarker. Behandlingssystemet kan byggas upp som en del av bortledningen via Oxhagsdiket till Laxemarån.
- Den nedersta delen av Laxemarån, uppströms väg 743, utgör i dagsläget en igenväxande våtmark som relativt enkelt kan integreras i reningssystemet.
- Utsläppen av kväve till Ekerumsviken och Östersjön kommer efter behandling och bortledning att uppgå till högst 3 ton per år.

Dagvatten

- Möjligheterna för lokalt omhändertagande av lakvatten är mycket goda. Med ett väl genomfört planeringsarbete kan dagvattnet omhändertas utan problem för verksamheten i området eller för omgivande miljö.

Miljökonsekvenser

- Sammantaget bedöms behandling och bortledning av olika strömmar av förorenat vatten på de sätt som föreslås i utredningen ge små skador på miljön. Lokalt påverkas framförallt Oxhagsdiket som får ett högre och jämnare flöde med ett bräckt, svagt näringsberikat vatten. Vattnet kommer inte att utgöra någon hälsorisk för vare sig människor eller djur.

- Varken våtmarksområdet uppströms väg 743 eller sträckningen nedströms vägen torde påverkas negativt av vattnet från Oxhagsdiket.
- Utsläppen av fosfor från behandling av sanitärt vatten kommer vid lokal behandling att spädas ut till motsvarande mesotroft näringstillstånd. Detta kommer att stimulera biota och kvävreduktionen, men kommer inte att medföra algblomning eller annan olägenhet.
- Primärproduktionen i Ekerumsviken (och fjärdarna strax utanför) är med all sannolikhet inte reglerad av kväve. Tillförsel av kväve kommer sålunda knappast att påverka algproduktion i dessa vattenområden. Vikarna är relativt väl ventilerade och utgående halter av ammonium är låga. Därför finns ingen risk att syrgastillståndet påverkas negativt.

Kostnader

- Behandling och bortledning av de aktuella vattnen är rimliga. Lokala alternativ för omhändertagande av sanitärt vatten kostar mindre än 4 mnkr att bygga. Avskrivning av kapital samt drift ger en årlig kostnad på ca 300 000 kr.
- Hantering av bergdränage och lakvatten bedöms kosta ca 70 kr per kg reducerat kväve, vilket är i nivå med kostnaden för det sanitära vattnet.

Referenser

- Brunberg A K, Carlsson T, Brydsten L, Strömgren M, 2004.** Oskarshamn site investigation. Identification of catchments, lake-related drainage parameters and lake habitats. SKB P-04-242, Svensk kärnbränslehantering AB.
- Huddinge kommun, 2000.** Dagvattenstrategi. Strategi för dagvattenhanteringen i Huddinge kommun.
- Jenssen P, Heistad A, 2000.** Naturbaserte renselösningar. Forelesningsnotat NLH ITF/SEVU.
- Jenssen P D, Maehlum T, Krogstad T, Vråle L, 2002.** High performance constructed wetlands for cold climates. Water Science and Technology.
- Jönsson H, Vinnerås B, Höglund C, Stenström T A, Dalhammar G, Kirchmann H, 2000.** Källsorterad humanurin i kretslopp. VA-Forsk rapport 2000-1.
- Jönsson H, Richert Stintzing A, Vinnerås B, Salomon E, 2004.** Guidelines on the Use of Urine and Faeces in Crop Production. Ecosanres Report 2004-2, www.ecosanres.org.
- Kvarnström E, Emilsson K, Richert Stintzing A, Johansson M, Jönsson H, af Petersens E, Schönning C, Christensen J, Hellström D, Quarnström L, Ridderstolpe P, Drangert J O, 2006.** Urine Diversion – One step toward Sustainable Sanitation. Ecosanres 2006-1, www.ecosanres.org.
- Larm T, 2000.** Watershed-based design of storm water treatment facilities: model development and applications. Doktorsavhandling, KTH Stockholm.
- Larsson I, Lönnermark A, 2002.** Utsläpp från bränder – Analyser av brandgaser och släckvatten., SP Sveriges Provnings- och Forskningsinstitut, SP RAPPORT 2002:24.
- Lindborg T (editor), 2006.** Description of surface systems. Preliminary site description Laxemar subarea – version 1.2. SKB R-06-11, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Medins Sjö- och Åbiologi AB, 2004.** Vattenkvalitet och vegetation i Ekerumsviken – vad har hänt under de senaste 30 åren?
- Naturvårdsverket, 1991.** Allmänna råd 91:2.
- Naturvårdsverket, 1993.** Vatten, avlopp och miljö. Underlagsrapport till ”Ett miljöanpassat samhälle – Miljö ’93”). Naturvårdsverket Rapport 4207.
- Naturvårdsverket, 1996.** Naturvårdsverkets föreskrifter om strandbadvatten. SNFS, 1996:6.
- Naturvårdsverket, 2006a.** Allmänna Råd 2006:7 om små avloppsanläggningar.
- Naturvårdsverket, 2006b.** Övergödningen av Sveriges kuster och hav. Rapport 5587.
- Naturvårdsverket, 2007.** Faktablad om avloppsreningsverk 200-2 000 pe. Fakta 8286, mars 2007.
- Olshammar M, Ek M, Rahmberg M, Bark U, 2003.** Underlag för val av policy för krav på kväverening i avloppsreningsverk i södra Sverige. IVL Rapport B1522.
- Ramböll, 2007.** SKB, Slutförvar, Hantering av förorenat släckvatten. 767 PM Släckvatten. Reviderad 2007-03-22.
- Ridderstolpe P, 2004.** Introduction to Greywater Management, 2004. Ecosanres Report 2004-4, www.ecosanres.org.

SMHI, 2001. Temperatur och nederbörd i Sverige 1961–1990. Referensnormaler – utgåva 2, nr 99.

Svenskt Vatten, 2004. Dimensionering av allmänna avloppsledningar, P90.

Werner K, Bosson E, Berglund S, 2006. Description of climate, surface hydrology, and near-surface hydrogeology. Preliminary site description Laxemar subarea – version 1.2. SKB R-05-61, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Werner K, 2006. Inläckage av grundvatten samt påverkan på hydrogeologiska och hydrologiska förhållanden. Slutförvar Forsmark, Simpevarp och Laxemar. SKB P-06-249, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Söderqvist T, 1999. Vad bestämmer kostnaden för att anlägga våtmarker som kvävefällor? Vatten 55:19–26.

Begreppsförklaringar

Aerob	Syrerik.
Aktiv-slam metod	Traditionell behandling av avloppsvatten genom kontinuerlig (ej satsvis) tillförsel där avloppsvattnets innehåll av organiskt material bryts ned av en levande bakteriekultur (aktivt slam) under tillförsel av syre. Även viss kväverening sker i processen.
Ammonium	Kväveförening i jonform med kemisk beteckning NH_4^+ .
Anaerob	Syre- och nitratfri.
Avrinningsområde	Det topografiskt eller på annat sätt avgränsade område varifrån avrinningen sker till en och samma punkt eller recipient, vanligtvis en sjö eller ett hav.
Bergdränage	Till slutförvarets underjordiska anläggningar inläckande grundvatten, samt spolvatten från borrh- och sprängarbeten.
BDT-vatten	Bad-, Disk- och Tvättvatten.
Biologisk rening	Reduktion av syreförbrukande ämnen och eventuellt kväve med hjälp av mikroorganismer som finns i sandfilter, markbäddar, aktivt slam, biobäddar, etc.
Biota	Biologiskt, icke-humant material.
BOD ₇	Biologisk syreförbrukning, parameter som anger vattnets innehåll av snabbt syreförbrukande ämnen.
Dagvatten	Regn- och smältvatten som avrinner från exploaterat område eller annan yta inom tätbebyggt område, samt från vägar.
Denitrifikation	Bakteriell omvandling av nitratkväve (NO_3^-) till ofarligt luftkväve (N_2).
Dränvatten	Vatten i mark som avleds i ledningar för att förhindra blötläggning av byggnadsgrunder.
Eutrofiering	Tillförsel av näringsämnen (främst kväve och fosfor) till ett vattendrag, likställs ofta med övergödning.
Fosfor	Växtnäringsämne, kemisk beteckning: P
Fosforfiltermaterial	Poröst filtermaterial som binder in fosfor från avloppsvattnet, exempelvis norskt Leca.
Förfällning	När kemisk fällning inklusive sedimentering av utfälld fosfor sker före den biologiska behandlingen.
Grundvatten	Vatten i mark som nått grundvattennivån, dvs vars nivå i marken inte styrs av markens portryck utan av atmosfärstrycket.
Heterotrofa	Heterotrofa organismer utviner energi ur organiska molekyler.
Infiltration	Vattnets nedträngande i marken.
Inäga	Motsats till utmark, dvs åker eller äng.
Kemisk fällning	Tillsats av fällningskemikalie som bildar en svårslöslig kemisk förening med fosfat i avloppsvattnet.
Klosettwater	Avloppsvattnet från toaletten, det vill säga urin, avföring, toalettpapper och spolvatten.
Kväve	Ett växtnäringsämne, kemisk beteckning: N.
LOD – lokalt omhändertagande av dagvatten	En rad åtgärder som syftar till att minska behovet av bortledningskapacitet från det område där dagvattnet bildas genom att gynna grund- och markvattenbildning, avdunstning och flödesutjämning. Syftet med LOD är också att så långt möjligt rena dagvattnet från dess föroreningar. Även åtgärder som förebygger uppkomst av föroreningar i dagvattnet kan räknas till LOD.
Madäng	Blötare ängsmark, ofta med inslag av starrgräs. Kallas också fuktäng.
Markbädd	Reningsteknik där avloppsvattnet renas genom biologisk filtrering genom sand och jordlager med efterföljande uppsamling och utsläpp.
Mesotrof	Måttligt näringsrik (ej näringsfattig, men ej heller näringsrik)
Momentan	Ögonblicklig, i stunden; ej under ett tidsintervall
Minireningsverk	Reningsteknik som efterliknar reningen i ett konventionellt avloppsreningsverk med kemisk fällning och biologisk rening. Kallas även paketreningsverk.
Miljöbalken	Sveriges samlade miljölagstiftning som trädde i kraft den 1 januari 1999.
Nitrat	Kväveförening i jonform med kemisk beteckning NO_3^- .

Nitrifikation	Bakteriell omvandling av ammoniumkväve (NH_4^+) till nitratkväve (NO_3^-) som sker i luftade (syrerika) miljöer.
Närsalter	Växtnäringsämnen såsom fosfor, kväve och kalium.
Organogen jord pe	Jord uppbyggd av eller med inslag av växtmaterialrester, till exempel torvjord. Personekivalent. En teknisk och juridisk term som används för att dimensionera en avloppsanläggning eller beskriva hur en sådan är dimensionerad. 1 pe motsvarar 70 g BOD_7/dygn .
Primärproduktion	Produktionen av växtlighet, växtplankton, alger och vissa bakterier.
Recipient	Mottagande vattenkropp för ett tillflöde/vattenutsläpp, såsom sjöar, vattendrag, havsvikar eller grundvattenområden.
SBR	Sequencing Batch Reactor, satsvis biologisk rening av avloppsvattnet, t ex i ett minireningsverk.
Slamavskiljare	Behållare där fasta partiklar och fett avskiljs från avloppsvattnet.
Snålspolad toalett	Toalett som använder en mindre volym vatten för spolning än vanliga toaletter, vanligen 2–4 l/spolning.
Spillvatten	Spolvatten från vattenklosetter samt bad-, disk- och tvättvatten som sammanförts.
Syreförbrukande ämnen	Organiska ämnen i avloppsvatten som förbrukar syre när de bryts ned och därför kan ge upphov till syrebrist i vattendrag.
TS-halt	Torrsubstanshalt, anges ofta i procent av total vikt eller volym. Termen kan tex avvattningsgraden av en produkt, exempelvis slam.
Sälta	Saltinnehåll.
Urinavlastat avloppsvatten	Avloppsvatten som är en blandning av BDT-vatten och avföringsspolvatten från en vattentoalett, vilket fås från hushåll med urinseparerande dubbepolande toaletter.
Urinsortering	Isärhållande av urin från avföring i toaletten, samt även urinoarer.
Vakuumtoalett	Toalett där vatten inte används för att transportera avfallet utan endast för att skölja skålen, undertryck i ledningarna skapas med hjälp av vakuumpumpar, ejektorer eller blåsmaskiner.
Ytvatten	Vattendrag, sjöar eller hav.
Övergödning	För hög tillförsel av näringsämnen (främst fosfor och/eller kväve) till ett vattendrag, vilket medför problem såsom igenväxning, algblomning och syrebrist (bottendöd).

Lokal avrinning – vattendelare och avrinningsstråk, driftområdet för slutförvaret, läge Oxhagen, SKB



Dimensionering sanitärt vatten SKB, slutförvar Oskarshamn

Upprättad 2007-03-02, rev. 07-03-28 WRS, PR/DS

Traditionellt WC med BDT				
	Enhet	Byggskede	Driftskede	Kommentar
Antal personer/uppkomst vatten				
Heltidspersonal, 8 h, normal	st	350	230	Fördelning overaller/kavajer byggskede: 75/25; driftskede: 50/50. Overaller = 75 l/d (dusch: 50 l; WC: 2x5 l; pentry/restaurang: 15 l). Kavajer = 25 l/d (ej dusch, men övrig förbr. densamma) (Jämf. P 90 kontor = 60 l/pd).
Heltidspersonal, 8 h, max	st	500	300	
Heltidspersonal, 8 h, min	st	25	25	
<i>Spec. spillv.produktion heltidsanst.</i>	<i>l/pd</i>	63	50	
Extern personal, motsv 1 h	st	50	50	Externa arbetare: 50 % äter på restaurang (15 l) och 50% gör ett toalettbesök, varav 75 % använder urinoar (0 l) och 25 % WC (5 l)
<i>Spec. spillv.produktion ext. arbetare</i>	<i>l/pd</i>	8,1	8,1	
Studiebesök, 3 h	st	50	50	Studiebesök: 50 % äter på restaurang (15 l), 100 % gör ett toalettbesök, varav 50 % använder urinoar (0 l) och 50 % WC (5 l).
<i>Spec. spillv.produktion studiebesök</i>	<i>l/pd</i>	10	10	
Inläckage	l/m	5	5	
Ledningslängd självfall	m	1 000	1 000	
Spillvatten				
Medeldygnsfloöde (Q)	m ³ /d	23	12	
Maxdygnsfloöde (Q max)	m ³ /d	32	16	
Minddygnsfloöde (Q min)	m ³ /d	2	1	
Inläckage	m ³ /h	5	5	
Antal timmar spill (Ts)	h	12	12	
Antal timmar inläckage	h	24	24	
Avloppsflöde max tot	m ³ /d	37	21	
Dimensionerande flöde (Qdim)	m ³ /h	2,9	1,5	
Ämnestransport				
<i>Spec. BOD7-belastning</i>	<i>g/pd</i>	16	16	33 % av normal pe räknat på maxbelastning (Normal pe = 48 g/pd; Naturvårdsverkets Allmänna Råd 2006:7 om små avloppsanl.) Grundat på antal heltidspersonal (max)
BOD7-belastning	kg/d	8,0	4,8	
BOD7-belastning	ton/år	2,9	1,8	
<i>Spec. P-belastning</i>	<i>g/pd</i>	0,66	0,5	33 % av normal pe räknat på maxbelastning (2,0 g/pd; Naturvårdsverkets Allmänna Råd 2006:7 om små avloppsanl.) Grundat på antal heltidspersonal (normal)
P-belastning	kg/d	0,23	0,12	
P-belastning	kg/år	84	42	
<i>Spec. N-belastning</i>	<i>g/pd</i>	4,62	4,62	33 % av normal pe räknat på normalbelastning (14 g/pd; Naturvårdsverkets Allmänna Råd 2006:7 om små avloppsanl.) Grundat på antal heltidspersonal (normal)
N-Belastning	kg/d	1,6	1,1	
N-Belastning	ton/år	0,59	0,39	

Urinsorterande WC, fekalier med BDT					
	Enhet	Byggskede	Driftskede	Kommentar	
Antal personer/uppkomst vatten					
Heltidspersonal, 8 h, normal	st	350	230	Fördelning overaller/kavajer byggskede: 75/25; driftskede: 50/50; män/kvinnor byggskede: 300/50; driftskede: 115/115. Spillv. overaller = 68,5/69,5 l (dusch 50 l, pentry/restaurang 15 l, USWC/urinoar 3,5/4,5 l (BS/DS)); (2 besök/d, män 0+3 l; kvinnor 3+3 l). Kavajer = 18,5 l/19,5 l (ej dusch, men övrig förbr. densamma) (Jämf. P 90 kontor = 60 l/pd)	
Heltidspersonal, 8 h, max	st	500	300		
Heltidspersonal, 8 h, min	st	25	25		
Spec. spillv.produktion heltidsanst.	l/pd	56	44,5		
Spec.urinproduktion heltidsanst.	l/pd	0,6	0,6		
Extern personal, motsv 1 h	st	50	50	Externa arbetare: 50 % äter på restaurang (15 l) och 50 % gör ett toalettbesök, varav 75 % använder urinoar (0 l spillv; 0,3 l urin) och 25 % USWC (3 l spill; 0,3 l urin)	
Spec. spillv.produktion ext. arbetare	l/pd	7,9	7,9		
Spec. urinproduktion ext. arbetare	l/pd	0,15	0,15		
Studiebesök, 3 h	st	50	50	Studiebesök: 50 % äter på restaurang (15 l) och 100 % gör ett toalettbesök, varav 50 % använder urinoar (0 l spillv; 0,3 l urin) och 50 % USWC (3 l; 0,3 l urin)	
Spec. spillv.produktion stud.besök	l/pd	9	9		
Spec. urinproduktion stud.besök	l/pd	0,25	0,25		
Inläckage	l/m	5	5		
Ledningslängd självfall	m	1 000	1 000		
Spillvattenflöde					
Medeldygnsfloöde (Q)	m3/d	20	11		
Maxdygnsfloöde (Q max)	m3/d	29	14		
Minddygnsfloöde (Q min)	m3/d	1	1		
Inläckage	m3/h	5	5		
Antal timmar spill (Ts)	h	12	12		
Antal timmar inläckage	h	24	24		
Avloppsfloöde max tot	m3/d	34	19		
Dimensionerande floöde (Qdim)	m3/h	2,6	1,4		
Urinvattenflöde					
Urin (inkl. spolvatten)	m3/d	0,23	0,16		
Urin (inkl. spolvatten)	m3/år	84	58		
Ämnestransport i spill					
Spec. BOD7-belastning	g/pd	15,84	15,84	33 % av normal pe räknat på maxbelastning. (= 48 g/pd; Naturvårdsverkets Allm. Råd 2006:7 om små avloppsant.) (0 % av pe år urin)	
BOD7-belastning	kg/d	8	5		
BOD7-belastning, andel		100 %	100 %		
Spec. P-belastning	g/pd	0,20	0,20	10 % av normal pe räknat på normalbelastning (=2,0 g/pd; Naturvårdsverkets Allmänna Råd 2006:7 om små avloppsant.) (20 % av pe år urin)	
P-belastning	kg/d	0,070	0,046		
P-belastning, andel		29 %	29 %		
Spec. N-belastning	g/pd	0,7	0,7	5 % av normal pe (=14 g/pd; Naturvårdsverkets Allmänna Råd 2006:7 om små avloppsant.) (23 % av pe år urin)	
N-Belastning	kg/d	0,25	0,16		
N-Belastning, andel		14 %	14 %		
Ämnestransport i urin					
Spec. BOD7-belastning	g/pd	0	0	0 % av pe år urin	
BOD7-belastning	kg/d	0	0		
BOD7-belastning, andel		0 %	0 %		
Spec. P-belastning	g/pd	0,5	0,5	25 % av normal pe, räknat på normalbelastning	
P-belastning	kg/d	0,18	0,12		
P-belastning, andel		71 %	71 %		
Spec. N-belastning	g/pd	4,2	4,2	30 % av normal pe	
N-Belastning	kg/d	1,5	0,97		
N-Belastning, andel		86 %	86 %		

Klosettvatensortering + BDT				
	Enhet	Byggskede	Driftskede	Kommentar
Antal personer/uppkomst vatten				
Heltidspersonal, 8 h, normal	st	350	230	
Heltidspersonal, 8 h, max	st	500	300	
Heltidspersonal, 8 h, min	st	25	25	Fördelning overaller/kavajer byggskede: 75/25; driftskede: 50/50; män/kvinnor byggskede: 300/50; driftskede: 115/115. Overaller = 65 l (dusch 50 l, pentry/restaurang 15 l), kavajer = 15 l (ej dusch).
<i>Spec. spillv.produktion heltidsanst.</i>	<i>l/pd</i>	53	40	(inkl.spolvatten)
<i>Spec.urinproduktion heltidsanst.</i>	<i>l/pd</i>	0,3	0,3	
<i>Spec.KL-produktion heltidsanst.</i>	<i>l/pd</i>	0,8	1,1	2 besök/d; män 0+0,7 l (urinoar+VC); kvinnor 0,7+0,7 l).
Extern personal, motsv 1 h	st	50	50	Externa arbetare:
<i>Spec. spillv.produktion ext. arbetare</i>	<i>l/pd</i>	7,5	7,5	50 % äter på restaurang (15 l)
<i>Spec. urinproduktion ext. arbetare</i>	<i>l/pd</i>	0,11	0,11	50 % gör ett toalettbesök, varav 75 % anv. urinoar (0,3 l urin)
<i>Spec.KL-produktion ext. arbetare</i>	<i>l/pd</i>	0,1	0,1	och 25 % VC (0,7 l KL)
Studiebesök, 3 h	st	50	50	Studiebesök:
<i>Spec. spillv.produktion stud.besök</i>	<i>l/pd</i>	7,5	7,5	50 % äter på restaurang (15 l)
<i>Spec. urinproduktion stud.besök</i>	<i>l/pd</i>	0,15	0,15	100 % gör ett toalettbesök, varav 50 % anv. urinoar (0,3 l urin)
<i>Spec.KL-produktion stud.besök</i>	<i>l/pd</i>	0,4	0,4	och 50 % VC (0,7 l KL)
Inläckage	l/m	5	5	
Ledningslängd självfall	m	1 000	1 000	
Spillvatten				
Medeldygnsfloöde (Q)	m ³ /d	19	10	
Maxdygnsfloöde (Q max)	m ³ /d	27	13	
Minddygnsfloöde (Q min)	m ³ /d	1	1	
Inläckage	m ³ /h	5	5	
Antal timmar spill (Ts)	h	12	12	
Antal timmar inläckage	h	24	24	
Avloppsfloöde max tot	m ³ /d	32	18	
Dimensionerande floöde (Qdim)	m ³ /h	2,5	1,3	
Urinvattenfloöde				
Urin (inkl. spolvatten)	m ³ /d	0,12	0,08	
Urin (inkl. spolvatten)	m ³ /år	43	30	
Klosettvatensfloöde				
Urin+fekalier (inkl. spolvatten)	m ³ /d	0,30	0,26	
Urin+fekalier (inkl. spolvatten)	m ³ /år	110	96	
Ämnestransport i BDT				
<i>Spec. BOD7-belastning</i>	<i>g/pd</i>	12,0	12,0	25 % av normal pe räknat på maxbelastning (= 48 g/pd; Naturvårdsverkets Allmänna Råd 2006:7 om små avloppsanl.) (10 % av pe är kl)
BOD7-belastning	kg/d	4	3	Grundat på antal heltidspersonal (normal)
BOD7-belastning, andel		71 %	71 %	
<i>Spec. P-belastning</i>	<i>g/pd</i>	0,20	0,20	10 % av normal pe (=2,0 g/pd; Naturvårdsverkets Allmänna Råd 2006:7 om små avloppsanl.) (20 % av pe är kl)
P-belastning	kg/d	0,1	0,0	Grundat på antal heltidspersonal (normal)
P-belastning, andel		29 %	29 %	
<i>Spec. N-belastning</i>	<i>g/pd</i>	0,70	0,70	5 % av normal pe (=14 g/pd; Naturvårdsverkets Allmänna Råd 2006:7 om små avloppsanl.) (24 % av pe är urin)
N-Belastning	kg/d	0,2	0,2	Grundat på antal heltidspersonal (normal)
N-Belastning, andel		14 %	14 %	
Ämnestransport i KL-vatten				
<i>Spec. BOD7-belastning</i>	<i>g/pd</i>	4,8	4,8	10 % av normal pe
BOD7-belastning	kg/d	2	1	Grundat på antal heltidspersonal (normal)
<i>BOD7-belastning, andel</i>		29 %	29 %	
<i>Spec. P-belastning</i>	<i>g/pd</i>	0,5	0,5	25 % av pe
P-belastning	kg/d	0,2	0	Grundat på antal heltidspersonal (normal)
<i>P-belastning, andel</i>		71 %	71 %	
<i>Spec. N-belastning</i>	<i>g/pd</i>	4,2	4,2	30 % av pe, räknat normal belastning
N-Belastning	kg/d	1,5	1	Grundat på antal heltidspersonal
N-Belastning, andel		86 %	86 %	

Kostnader Spillvattenhantering, Oskarshamn, SKB

Alt. 1. Överföring spillvatten till Befintligt Avloppsreningsverk (OKG)

exkl moms, exkl proj och byggledning, inkl. installation och anläggande

Upprättad WRS AB, PR 2007-03-28 Uppdaterad WRS AB, PR 2007-04-24

Investeringar (SEK)	Enhet	Mängd	å-pris	Summa	Kommentar
Anslutningsavgift	st	1		500 000	Motsvarar 5 hushåll, normal kommunal taxa
Vägar, grundläggning mm	m	0			0 4 m bredd, körbar med tunga fordon
Ledningar & brunnar, självfall	m	1 000	1 100	1 100 000	DN 110, 50 % av kostnad samord ledn
Ledningar % brunnar, självfall	m	350	1 000	350 000	DN 160, 100 % av kostnad
Tryckledning, ny väg	m	900	1 000	900 000	DN 80 , 50 % pga samförläggning
Tryckledning, bef väg, (ej block)	m	1 000	2 000	2 000 000	DN 80 läggs efter bef väg
Tryckledning, bef väg (block/berg)	m	1 200	3 200	3 840 000	DN 80 läggs efter bef väg
Slamavskiljare	m ³	0	0	0	
Pumpstation, avluftning	m ³	1	40 000	40 000	
Byggnad		0			
Övrigt		0			
Maskin pump	st	5	15 000	75 000	Luktfiler mm
Maskin (specia)	st	0			
Matning av el till pstn	m	500	100	50 000	400 m arbetsomr-pumpst
El och styr	st	1		80 000	Styrskåp, program , larm, loggning, mm
Övrigt		0			
Invest 30 år				8 730 000	
Invest 15 år				205 000	
Totalt				8 935 000	
Drift (SEK/år)					
Rörlig taxa (OKG)	m ³	10 200	4	40 800	2 920 kg BOD/år, 13 kr/kg => 38 000 kr/år
Överföringssystem		0			
Tillsyn	h	25	350	8 750	2h per mån (pumpstationer)
Service	h	16	350	5 600	8 h per halvår
El, oxideringsmedel mm	st	1		5 000	El pumpning 11 000 m ³
				60 150	

Kostnader

	Investering	Drift (kr/år)	Livslängd (år)
Ledningar, brunnar mm	8 730 000 kr	60 150 kr	30
Maskinell utrustning	205 000 kr		15

Kalkylränta

5,0 %

Avskrivningstid (år)

Ledningar, brunnar mm	30
Maskinell utrustning	15

Utgift per år

Totalt
647 799 kr

Alt. 2. Lokal spillvattenhantering i Paketreningsverk (typ SBR)

exkl moms, exkl proj och byggledning, inkl. installation och anläggande

Upprättad WRS AB, PR 2007-03-28 Uppdaterad WRS AB, PR 2007-04-17

Investeringar (SEK)	Enhet	Mängd	å-pris	Summa	Kommentar
Marköp, anslutningsavgift	st	1		0	
Vägar, grundläggning mm	m	80	2 500	200 000	4 m bredd, körbar med tunga fordon
Ledningar&brunnar, självfall	m	1 000	1 100	1 100 000	DN 110, Bespar 50% pga samord ledn
Slamavskiljare	m ³	25	5 000	125 000	Platsgjuten el prefab
Pumpstation	st	1	20 000	20 000	Pumpkapacitet 1 l/s, buffert 6 m ³
Ledningar, tryck	m	100	500	50 000	DN 60 i lera
Byggnad	m ²	30	15 000	450 000	Grundl, el, vatten. värme
Mark&installationsarbeten	dgr	15	6 000	90 000	
Markanlägg öppet dike mm	m ³	100	150	15 000	
Frakt mm				20 000	
Paketreningsverk (BIOVAC)	st	1	1 000 000	20 000	Reaktorer, Uppsamlingsstank & slamlager, kemutrustn
Invest 30 år				2 050 000	
Invest 15 år				40 000	
Totalt				2 090 000	
Drift (SEK/år)					
Tillsyn	h	120	350	42 000	2 h per vecka
Service	h	48	350	16 800	8 h varannan månad
El, kem och övrig förbrukn	m ³			10 000	
Slamhantering	m ³	200	200	40 000	Primär- & biokemslam, 2 % ts
Analys/kontroll	st	12	1 000	12 000	12 ggr à 1 000 kr analyser/handlägg
				120 800	

Kostnader

	Investering	Drift (kr/år)	Livslängd (år)
Ledningar, brunnar mm	2 050 000 kr	120 800 kr	30
Maskinell utrustning	40 000 kr		15

Kalkylränta

5,0 %

Avskrivningstid (år)

Ledningar, brunnar mm	30
Maskinell utrustning	15

Utgift per år

Totalt
258 009 kr

Alt. 3. Lokal spillvattenhantering i Biofilterbädd och Fosforfälla

exkl moms, exkl proj och byggledning, inkl. installation och anläggande

Upprättad WRS AB, PR 2007-03-28 Uppdaterad WRS AB, PR 2007-04-17

Investeringar (SEK)	Enhet	Mängd	å-pris	Summa	Kommentar
Marköp, anslutningsavgift	st	0		0	
Vägar, grundläggning mm	m	80	2 500	200 000	4 m bredd, körbar med tunga fordon
Ledningar inkl brunnar, självfall	m	1 000	1 100	1 100 000	DN 110, Bespar 50 % pga samord ledn
Ledningar, tryck	m	100	500	50 000	DN 60 i lera
Slamavskiljare	m ³	25	5 000	125 000	Platsgjuten el prefab
Pumpstation+ utjämnvolym	m ³	6		40 000	Pumpkapacitet 1 l/s, buffert 6 m ³
Markanlägg Biofilterbädd	m ²	123	6 000	738 000	Tätduk, drän, leca och kåpor/hus
Markanlägg Fosforfälla	m ²	450	3 000	1 350 000	Inkl körbara vallar
Markanlägg öppet dike mm	m ³	100	150	15 000	
Byggnad		0		0	
Övrigt		0		0	
Maskin pump	st	2	15 000	30 000	Pumpkapacitet 1 l/s, buffert 6 m ³
Maskin (spec)					
Maskin (spec)					
El och styr		1		80 000	Styrskåp, program , larm, loggning, mm
Övrigt					
Invest 30 år				3 618 000	
Invest 15 år				110 000	
Totalt				3 728 000	
Drift (SEK/år)					
Tillsyn	h	30	350	10 500	2 h varannan vecka
Service	h	24	350	8 400	8 h per kvartal
El, kem och övrig förbrukn	m ³			2 000	El pumpning 11 000 m ³
Slamhantering	m ³	20	200	40 000	Trekambr, tömn 2 ggr/år
Byte P fälla	m ³	450	1 200	36 000	Byte en gång vart 15 år
Analys/kontroll		12	1 000	12 000	12 ggr à 1 000 kr analyser/handlägg
				108 900	

Kostnader

	Investering	Drift (kr/år)	Livslängd (år)
Ledningar, brunnar mm	3 618 000 kr	108 900 kr	30
Maskinell utrustning	110 000 kr		15

Kalkylränta

5,0 %

Avskrivningstid (år)

Ledningar, brunnar mm	30
Maskinell utrustning	15

Utgift per år

Totalt
354 854 kr

Alt. 4. Lokal spillvattenhantering Förfällning och Biofilterbädd

exkl moms, exkl proj och byggledning, inkl. installation och anläggande

Upprättad WRS AB, PR 2007-03-28 Uppdaterad WRS AB, PR 2007-04-16

Investeringar (SEK)	Enhet	Mängd	å-pris	Summa	Kommentar
Marköp, anslutningsavgift	st	1		0	
Vägar, grundläggning mm	m	80	2 500	200 000	4 m bredd, körbar med tunga fordon
Ledningar & brunnar, självfall	m	1 000	1 100	1 100 000	DN 110, Bespar 50 % pga samord ledr
Pumpstation+utjämnvolym	m ³	6		40 000	Pumpkapacitet 1 l/s, buffert 6 m ³
Ledningar, tryck	m	100	500	50 000	DN 60 i lera
Byggnad	m ²	30	15 000	450 000	På platta med el, vatten
Sedimenteringsvolym	m ²	12	6 000	72 000	Gjuten bassäng
Utloppssump	st	1		20 000	
Biofilterbädd	m ³	90	6 000	540 000	
Slamdränbädd	m ⁴	60	6 000	360 000	
Rens-sil	st	1	150 000	150 000	Typ Huberb inkl install
Flockn & kemtank	st	1		60 000	
Flödesmätare	st	1	15 000	15 000	Inkl körbara vallar
Brädd	st	1		15 000	
Ventiler	st	1		15 000	
Styr & regler	st	1		80 000	
inloppspump	st	2	15 000	30 000	Pumpkapacitet 1 l/s, buffert 6 m ³
utloppspump	st	2	10 000	20 000	
Övrigt					
Invest 30 år				2 832 000	
Invest 15 år				385 000	
Totalt				3 217 000	
Drift (SEK/år)					
Tillsyn	h	150	350	52 500	2 h varannan vecka
Service	h	100	350	35 000	8 h per kvartal
El, kem och övrig förbrukn	st	1	4 000	4 000	
Renshantering	m ³	1	1 000	1 000	Tvättad rens till tipp
Slamhantering	m ³	4	450	16 000	Biomull 50 % ts
Analys/kontroll		12	1 000	12 000	12 ggr à 1 000 kr analyser/handlägg
				120 500	

Kostnader

	Investering	Drift (kr/år)	Livslängd (år)
Ledningar, brunnar mm	2 832 000 kr	120 500 kr	30
Maskinell utrustning	385 000 kr		15

Kalkylränta

5,0 %

Avskrivningstid (år)

Ledningar, brunnar mm

30

Maskinell utrustning

15

Totalt

Utgift per år

341 817 kr

Alt. 5. Urinsortering och lokal spillvattenhantering

exkl moms, exkl proj och byggledning, inkl. installation och anläggande

Upprättad WRS AB, PR 2007-03-28

Uppdaterad WRS AB, PR 2007-04-17

Investeringar (SEK)	Enhet	Mängd	å-pris	Summa	Kommentar
Marköp, anslutningsavgift	st	0		0	
Vägar, grundläggning mm	m	80	2 500	200 000	4 m bredd, körbar med tunga fordon
Spilledningar & brunnar, självfall	m	1 000	1 100	1 100 000	DN 110, Bespar 50 % pga samord ledn
Extra kostnad toaletter/urinal	st	70	2 000	140 000	1 toalett på fem personer
Urinledn&brunnar, självfall	m	1 000	300	300 000	
Uppsamlingsstank urin	m ³	30	5 000	150 000	
Slamavskiljare	m ³	25	5 000	125 000	Platsgiuten el prefab
Ledningar, tryck	m	100	500	50 000	DN 60 i lera
Pumpstation+utjämnvolym	m ³	6		40 000	Pumpkapacitet 1 l/s, buffert 6 m ³
Markanlägg Biofilterbädd	m ²	100	6 000	600 000	Tätduk, drän, leca och kåpor/hus
Markanlägg öppet dike mm	m ³	100	150	15 000	
Övrigt					
Maskin pump	st	2	15 000	30 000	Pumpkapacitet 1 l/s, buffert 6 m ³
El och styr	st	1	80 000	80 000	Styrskåp, program , larm, loggning, mm
Övrigt					
Invest 30 år				2 720 000	
Invest 15 år				110 000	
Totalt				2 830 000	
Drift (SEK/år)					
Tillsyn	h	30	350	10 500	2 h varannan vecka
Service	h	24	350	8 400	8 h per kvartal
El, kem och övrig förbrukn	st	1		2 000	El pumpning 11 000 m ³
Slam&urinhantering	m ³	62	200	12 400	12 m ³ trekammbr slam
Analys/kontroll	st	12	1 000	12 000	12 ggr à 1 000 kr analyser/handläggn
				45 300	

Kostnader

	Investering	Drift (kr/år)	Livslängd (år)
Ledningar, brunnar mm	2 720 000 kr	45 300 kr	30
Maskinell utrustning	110 000 kr		15

Kalkylränta

5,0%

Avskrivningstid (år)

Ledningar, brunnar mm	30
Maskinell utrustning	15

Utgift per år

Totalt
232 838 kr

Alt. 6. Klosettavvattensortering och lokal BDTvattenhantering

exkl moms, exkl proj och byggledning, inkl. installation och anläggande

Upprättad WRS AB, PR 2007-03-28 Uppdaterad WRS AB, PR 2007-05-03

Investeringar (SEK)	Enhet	Mängd	å-pris	Summa	Kommentar
Marköp, anslutningsavgift	st			0	
Vägar, grundläggning mm	m	80	2 500	200 000	4 m bredd, körbar med tunga fordon
Spilledningar & brunnar, självfall	m	1 000	1 100	1 100 000	DN 110, Bespar 50% pga samord ledn
Slamavskiljare	m ³	20	5 000	100 000	Platsgjuten el prefab
Ledningar, tryck	m	100	500	50 000	DN 60 i lera
Pumpstation+utjämnvolym	m ³	6	8 000	48 000	Pumpkapacitet 1 l/s, buffert 6 m ³
Markanlägg Biofilterbädd	m ²	78	6 000	468 000	Tätduk, drän, leca och kåpor/hus
Övrigt					
Lägg, installation vakuum	dgr	30	3 000	90 000	
Extra kostnad toaletter/urinal	st	70	4 000	280 000	
Ledn, KI- vakuum	m	1 000	500	500 000	
Vakuumenhet	st	1	300 000	300 000	Pumpar, vakuumcentral, tank. El/styr
Uppsamlingsstank ki-vatten	m ³	12	5 000	60 000	
Maskin pump	st	2	15 000	30 000	Pumpkapacitet 1 l/s, buffert 6 m ³
El och styr	st	1	80 000	80 000	Styrskåp, program , larm, loggning, mm
Övrigt					
Invest 30 år				3 196 000	
Invest 15 år				110 000	
Totalt				3 306 000	
Drift (SEK/år)					
Tillsyn	h	30	350	10 500	2 h varannan vecka
Service	h	24	350	8 400	8 h per kvartal
El för vakuum	m ³	110	10	1 100	
El, kem och övrig förbrukn	st	1		2 000	El pumpning 11 000 m ³
Slamhantering	m ³	10	200	2 000	Trekammbr slam
KI-vattenhantering	m ³	110	400	44 000	
Analys/kontroll	st	12	1 000	12 000	12 ggr à 1 000 kr analyser/handläggning
				80 000	

Kostnader

	Investering	Drift (kr/år)	Livslängd (år)
Ledningar, brunnar mm	3 196 000 kr	80 000 kr	30
Maskinell utrustning	110 000 kr		15

Kalkylränta

5,0%

Avskrivningstid (år)

Ledningar, brunnar mm

30

Maskinell utrustning

15

Utgift per år

Totalt
298 502 kr

Bilaga 4. Kostnader Spillvattenhantering, Oskarshamn, SKB Schablonkostnader

Alla kostnader exkl moms

Avskrivningsränta = 5 %

Ekonomisk livslängd på ledningar och markanlägg = 30 år

Ekonomisk livslängd på maskinell utrustning = 15 år

Kostnads för tömning av slam, KL-vatten samt urin = 350 kr/m³

Anläggande av enkel väg

4 m bred, bärig för tunga fordon, grus som slitlager, 2 000 kr/m²

<u>Läggning av Självfallsledning (per m)</u>	<u>DN 110</u>	<u>DN 210</u>
Naturmark (körbar terräng, ler o sand)	600 kr	1 000 kr
Naturmark (ej körbar terräng, block och berg)	2 200 kr	3 000 kr
Hårdgjord yta utan berg	1 200 kr	1 400 kr
Hårdgjord yta med berg	2 500 kr	2 600 kr

<u>Läggning av Tryckavlopp (per m)</u>	<u>DN 50</u>	<u>DN 80-100</u>
Naturmark (körbar terräng, ler o sand)	1 200 kr	1 500 kr
Naturmark (ej körbar, block och berg)	3 000 kr	3 200 kr
Ny väg	2 000 kr	2 200 kr
Hårdgjord yta utan berg	2 000 kr	2 200 kr
Hårdgjord yta med berg	3 000 kr	3 200 kr

OBS: *Ledningskostnader inkluderar grävarbete, ledningar, fyllmassor, besiktning mm
50 % av kostnad vid samförläggning med andra ledningar
Uppgifter Sture Björklund 2007-04, Markteknik.*

Tankar & slamavskiljare = 5 000 kr/m³ inkl läggning

<u>Slamtömning</u>	urin/kl	slam ARV	Primärslam
Mer än 9 m ³ per gång	200	200	200

<u>Pumpning av vatten (per m³)</u>	3.mvp 0,25 kr	12.mvp
---	------------------	--------

<u>Vattenbehandling (MKB) i stort ARV</u> (inkl el, kem, avyttring slam)	per m ³ per kg BOD
	5 kr 13 kr

<u>Vattenbehandling (MKB) i litet ARV</u>	10 kr 26 kr
---	------------------

Inläckage i självfall

P50, NV 91:2 = 5 l/m.d

P90 = 0,05–1,15 l/s.ha

Dimensioneringsgrunder för bergdränage och lakvatten

Oskarshamn														WRS Uppsala AB, DS 2007-05-03					
Grundvattenbildning																			
Intervall		Flöde l/s	Flöde m ³ /år	Ramp&co m ³ /år	Förvar m ³ /år	Källa/antagande													
						Förklaring: co = centralområde													
Max		37	1 166 832	583 416	583 416	50-50 % fördelning ramp/förvar								(Muntlig uppgift, SKB)					
Min		14	441 504	220 752	220 752														
Spolvattenbildning																			
Period		Uppkomst m ³ /m ³ berg	Volym m ³	Flöde m ³ /år	Ramp&co m ³ /år	Förvar m ³ /år	Grund för beräkning av lakvattenbildning												
Byggskede 7 år, max		0,16	114 234	16 319	16 319	0	Nederbörd								650 mm/år Werner et al 2006				
Byggskede 7 år, min		0,08	57 117	8 160	8 160	0	Interception/avdunstning upplag								400 mm/år Antagande WRS				
Driftskede 30 år, max		0,16	166 581	5 553	0	5 553	Lakvattenbildning								250 mm/år Antagande WRS				
Driftskede 30 år, min		0,08	83 291	2 776	0	2 776	Avrinning naturvatten								180 mm/år Werner et al 2006				
														Deponiyta				6 ha (Muntlig uppgift, SKB)	
														Omringnytor				6 ha Antagande WRS	
Lakvattenbildning																			
Period		m ³ /år	m ³ /d																
Byggskede 7 år		26 000	71																
Driftskede 30 år		26 000	71																
Kvävemängder i ospolade massor, lakvatten och spolvatten																			
		Fast berg ton	Fast berg m ³	Löst berg m ³	N sprängm -	Fördelningsantaganden:		33-67 % spolv.massor		50-50 % spolv.massor		33-67 % spolv.massor							
Period och förlustantagande						N ospolade massor		N spolvatten (33%)		N spolv./lakv. (50-50)		N lakvatten (67%)							
						ton N	ton N/år	ton N	ton N/år	ton N	ton N/år	ton N	ton N/år						
Byggskede 7 år, 5 %		1 892 000	713 962	1 182 500	0,05	21	3,0	7	1,0	11	1,5	14	2,0						
Byggskede 7 år, 10 %		1 892 000	713 962	1 182 500	0,10	42	6,1	14	2,0	21	3,0	28	4,0						
Byggskede 7 år, 15 %		1 892 000	713 962	1 182 500	0,15	64	9,1	21	3,0	32	4,5	42	6,1						
Driftskede 30 år, 5 %		2 759 000	1 041 132	1 724 375	0,05	31	1,0	10	0,3	15	0,5	21	0,7						
Driftskede 30 år, 10 %		2 759 000	1 041 132	1 724 375	0,10	62	2,1	21	0,7	31	1,0	41	1,4						
Driftskede 30 år, 15 %		2 759 000	1 041 132	1 724 375	0,15	93	3,1	31	1,0	46	1,5	62	2,1						
totalt		4 651 000		2 906 875															
										Åtgång sprängmedel/fasta bergmassor		2,2 kg/m ³		(Muntlig uppgift, SKB)					
										Kvävehalt i sprängmedel		0,27 viktprocent		(Muntlig uppgift, SKB)					
Flöde och kvävehalter för respektive delström																			
Period		Ramp&co			Förvar			Bergdränage (Ramp&co+Förvar)				Lakvatten							
		m ³ /år	m ³ /d	ton N/år	mg N/l	m ³ /år	m ³ /d	ton N/år	mg N/l	m ³ /år	m ³ /d	ton N/år	mg N/l	m ³ /år	m ³ /d	ton N/år	mg N/l		
Byggskede 7 år	Minmängd/maxflöde	599 735	1 643	1,0	2	0	0	0,0	0	599 735	1 643	1,0	2	26 000	71	1,5	58		
Byggskede 7 år	Maxmängd/minflöde	228 912	627	4,5	20	0	0	0,0	0	228 912	627	4,5	20	26 000	71	6,1	233		
Driftskede 30 år	Minmängd/maxflöde	583 416	1 598	0	0	588 969	1 614	0,3	1	1 172 385	3 212	0,3	0	26 000	71	0,5	20		
Driftskede 30 år	Maxmängd/minflöde	220 752	605	0	0	223 528	612	1,5	7	444 280	1 217	1,5	3	26 000	71	2,1	79		
Referenser: Werner K, Bosson E, Berglund S, 2006. Description of climate, surface hydrology, and near-surface hydrogeology. Preliminary site description Laxemar subarea – version 1.2. R-05-61, Svensk Kärnbränslehantering AB.																			

Kostnads kalkyl för kväverening av bergdränage och lakvatten, Oskarshamn, SKB

Oversilning, dammar och våtmark

(exkl. framledning till behandlingspunkt, exkl. moms, exkl. projektering och byggledning, inkl. installation och anläggande)

Grundparametrar	Enhet	Lakvatten	Bergdränage
Q årsmedel	m ³ /år	26 000	600 000
Q dygnsmedel	m ³ /d	71	1644
Qdim = Qmedel	l/s	0,8	19

Potentiellt totalt kväveutsläpp byggskede: 9 ton N/år

Potentiellt totalt kväveutsläpp driftskede: 3 ton N/år

Föreslagen målsättning: 50 % reduktion av inkommande NH₄-N och 50 % totalkväverening

> Mål nitrifikation: 2,3 ton NH₄-N/år

> Mål totalkväverening: 4,5 ton N/år

Komponent	Kostnad/enhet	Antal	Enhet	Inv.kost
Avjämning översilning	15	7 000	m ²	105 000
Växtbädd	10	2 000	m ²	20 000
Sådd översilning	10 000	1	st	10 000
Uppsamlingsdamm lakv	150 000	1	m ³	150 000
Jordschakt våtmark	100	5 000	m ³	500 000
Växtetablering våtmark	30 000	1	st	30 000
Munkar	20 000	3	st	60 000
Avverkning/röjning	50 000	1	st	50 000
Utlopp stora våtmarken	400 000	1	st	400 000
Oförutsett, 10 %				132 500
<i>Delsumma 1</i>				<i>1 457 500</i>

Komponent	Kostnad/enhet	Antal	Enhet	Inv.kost
Pumpstation	80 000	2	st	160 000
Tryckledning	1 000	200	m	200 000
Fördelningsutrustning	10 000	2	st	20 000
Oförutsett, 10 %				38 000
<i>Delsumma 2</i>				<i>418 000</i>

	Antal	Enhet	Antal/år	Kostnad/enhet	Enhet	Kostnad/år
Elförbrukning	240	kWh/d	87 600	0,60	kWh	52 560
Arbetstid	4	h/v	208	600	h	124 800
			26		dagar/år	
						<i>177 360</i>

	Investering	Drift (kr/år)	Livslängd (år)
Översilning/våtmarker	1 457 500 kr	177 360 kr	30
Pumpar, tryckledningar	418 000 kr		15

Kalkylränta

Avskrivningstid (år)
 Översilning/våtmarker
 Pumpar, tryckledningar

Totalt
 Annuitetskostnad
 Kostnad/kg renat N

Beräkning av dagvattenflöden, föroreningsmängder och halter

Beräkningsmetodik

Beräkning av årlig avrinning och årliga föroreningsmängder i dagvattnet har gjorts i Excel efter att delavrinningsområden och markanvändning definierats. Beräkningarna har gjorts för dagens situation (skogsmark) och för en fiktiv situation efter exploatering utan vidtagna LOD- eller reningsåtgärder, där driftområdet definierats som industriområde. Markanvändningsspecifika avrinningskoefficienter och empiriska schablonhalter från dagvattenberäkningsprogrammet StormTac, version 02-2007, har använts (Tabell B7-1). Som indata för beräkningarna har använts mätfelskorrigerade årsmedelnederbördsdata från den närliggande mätstationen i Kråkemåla för perioden 1961–1990 /SMHI 2001/ och uppskattade arealer inom respektive delavrinningsområde.

Antaganden och förenklingar

Schablonhalterna från markanvändningsslaget ”industriområde” som används i beräkningarna bygger på mätningar från industriområden med en flora av verksamheter och olika grader av dagvattenpåverkan, där antalet fordon, transporter, materialupplag, materialslagshantering etcetera, kan skilja sig stort. För beräkningarna har antagits att föroreningshalterna från det blivande driftområdet motsvarar medianhalterna för undersökta industriområden i StormTac.

Tabell B7-1. Schablonhalter och avrinningskoefficienter för dagvatten. Värden från Storm Tac, enligt uppdatering, mars 2007.

Markanvändning	Avr.koeff.	P	N	SS	Pb	Cu	Zn	Cr	Ni	Cd	Hg	olja	Pah
Urban		mg/l	mg/l	Ng/l	Ng/l	Ng/l	Ng/l	Ng/l	Ng/l	Ng/l	Ng/l	mg/l	Ng/l
Villor	0,25	0,2	1,4	45	10	20	80	4	6	0,5	0,2	0,4	0,6
Industri	0,5	0,3	1,8	100	30	45	270	14	16	1,5	0,1	2,5	1

Omhändertagande av länshållningsvatten och lakvatten från djupförvaret

B8.1 Bakgrund

(Texten i detta avsnitt och i avsnitt B8.4 är i stort sett återanvänd text från uppdragsunderlaget.)

Djupförvaret kommer att byggas antingen i Forsmark (Östhammars kommun) eller i Oskarshamn. Byggstart planeras till 2011. Byggskedet beräknas pågå i 7 år. Under denna tid byggs ramp (nedfartstunnel), schakt och centralområde, vilket motsvarar ca 1 800 000 ton berg. Därefter inleds driftskedet, som beräknas pågå i 30 år. Under driftskedet byggs deponerings-tunnlar. Sammanlagt beräknas omkring 2 700 000 ton berg tas ut under driftskedet. Efter driftskedet följer ett avvecklingsskede, då berggrummen återfylls. Avvecklingsskedet pågår ca 15 år. Under både bygg- och driftskede uppstår ett förorenat vatten som på något sätt behöver tas om hand och behandlas.

B8.2 Syfte

Rapportens syfte är att öka kunskapen hos beställaren rörande de reningstekniker som är möjliga att använda för att med avseende på kväve rena lakvatten och länshållningsvatten som uppkommer i samband med anläggning och drift av SKB:s planerade djupförvar. De eftersökta uppgifterna om reningsteknikerna är:

- Beskrivning av funktion, reningsresultat, driftsäkerhet och eventuella arbetsmiljöproblem,
- Ekonomi, inkluderande investeringskostnad, arbetsbehov och övriga driftkostnader,
- Resursförbrukning – behov av insatser i form av markanspråk, energi, kemikalier etc.

Följande tekniker skall ingå i redogörelsen:

- Biologisk kväverening utomhus,
- Konventionell biologisk kväverening,
- Elektrokemisk rening,
- Ev. andra tekniker som kan vara aktuella (möjliga och rimliga).

Hänsyn skall tas till vattnets salthalt. Om någon teknik inte går att genomföra på grund av salthalten skall detta anges. Avsaltning innan kväverening kan då vara en möjlighet.

B8.3 Metod

Rapporten har arbetats fram på kort tid. Uppgifter om tekniker författarna inte själva till fullo behärskar har erhållits via telefonsamtal med experter på respektive område. Framtagna kostnader är uppskattningar grundade på jämförelser med andra befintliga anläggningar. Detaljerade och platsanpassade genomräkningar av kostnader för olika ingående komponenter har sålunda inte utförts. För detta krävs noggrann analys av lokala förutsättningar samt bättre kännedom om vattnets föroreningsinnehåll och mängder.

B8.4 Vattenflöden, kvävemängder, halter, m m

Bygget av djupförvaret ger upphov till två olika vattenflöden. Det ena är ett lakvatten från ett upplag med förkrossad sprängsten (kornstorlek 0–150 mm). Upplaget påbörjas då driftskedet inleds och byggs successivt upp under de 30 år som driftskedet pågår. Därefter avvecklas upplaget under de kommande 15 åren. De förkrossade sprängstensmassorna i upplaget innehåller kväverester från sprängämne (ammoniumnitrat i form av emulsionssprängämne används). Kvävet föreligger efter detonationen i löslöst form. Fördelningen mellan NO_3 och NH_4 i odetonerat sprängämne är 50–50. Kvävemängderna framgår av bilaga 1. Massorna kan också innehålla små mängder olja. Av dessa skäl bör marken under upplaget hårdgöras, så att vattnet från upplaget kan samlas upp och behandlas genom oljeavskiljning. Utgående vatten från upplaget kan också föra med sig finpartikulärt bergmaterial, men detta kan antas kunna skiljas av i sedimentationsbassänger. Lagringen antas ske utomhus och därmed styrs den utgående vattenvolymen av nederbörds mängden. Lagret uppskattas uppta en area av ca 60 000 m² (höjd ca 15 m) och nederbörds mängden kan antas vara normal för svensk ostkust (ca 600 mm/år).

Det andra vattenflödet utgörs av länshållningsvatten från själva bygget av djupförvaret. Detta vatten består av inläckande grundvatten, samt använt spolvatten. Det inläckande grundvattnet blir troligen allt saltare ju längre ned i berget man kommer. Under driftskedet befinner man sig hela tiden ca 500 m ned i berget. I Forsmark är salthalten på detta djup som mest 0,7 % (=7 g/l) och i Oskarshamn 1,5 % (=15 g/l). Volymen inläckande grundvatten uppskattas till 10–40 l/s (=315 000–1 260 000 m³/år).

Spolvatten används till att spola av berget efter detonationen för att göra det möjligt att återuppta arbetet i tunneln. Ju mer man spolar desto mer kväve återfinns i spolvattnet och desto mindre mängder återfinns i sprängstensmassorna (det blivande upplaget). Vi har antagit att ca 1/3 av det spillda kvävet hamnar i vattenfasen och 2/3 hamnar i massorna, men spolar man mer kan förhållandet istället bli omkring 50–50. Spolvattenvolymen uppskattas till 0,08–0,16 m³ vatten/m³ berg vilket motsvarar 57 000–114 000 m³ vatten under de 7 första åren och 83 000–167 000 m³ under driftskedet (30 år). Se bilaga 1.

Länshållningsvattnet innehåller utöver salt och kväve även slam (från cement och finpartikulärt bergmaterial) och oljerester. Eventuellt har vattnet också ett högt pH-värde (ca 10–11) på grund av användningen av cement. Slammet antas kunna skiljas av med hjälp av sedimentationsbassänger, oljeresterna med hjälp av oljeavskiljare och pH kan justeras med en svag syra. Därmed kvarstår problemen med salt och kväve.

Årliga vattenflöden, kvävemängder och halter har sammanställts i tabell B8-1 nedan.

Tabell B8-1. Grundläggande parametrar.

	Flöde m ³ /år	Kväve ton/år	Kvävehalter mg/l	Kloridhalter %
Lakvatten, byggskede	–	–	–	–
Spolvatten, byggskede	8 000–16 000	2–3	125–370	–
Grundvatten, byggskede	50 000–300 000 ⁴	0	0	0,6–1,5 (6–15 g/l)
Lakvatten, driftskede	15 000–30 000	1,5–2	90–140	0
Spolvatten, driftskede	3 000–6 000	0,5–1	125–370	0
Grundvatten, driftskede	315 000–1 260 000	0	0	0,6–1,5 (6–15 g/l)
Lak- och spolvatten, byggskede	8 000–16 000	2–3	125–370	0,6–1,5 (6–15 g/l)
Lak- och spolvatten, driftskede	18 000–36 000	2–3	60–170	0,6–1,5

⁴ Grundvattenflödet under byggskedet har i underlagsmaterialet angivits som mindre än under driftskedet. Värdena i tabellen har ansatts utifrån denna uppgift.

B8.5 Bedömning av behov samt generella möjligheter och problem med att rena lak- och länshållningsvattnet

Av sammanställningen i tabell B8-1 framgår att de förväntade årliga kvävemängderna är förhållandevis små. Två till tre ton kväve per år motsvarar t ex det årliga utsläppet från en mindre kommunal avfallsdeponi eller kväveinnehållet i avloppet från 500–700 pe. Varken avfallsdeponier eller reningsverk av denna storlek omfattas av några generella krav på kväverening. Å andra sidan finns det exempel på avfallsanläggningar av denna storlek där den lokala tillsynsmyndigheten ställer krav på kväverening av lakvattnet. Eftersom produktionen i Östersjön, vilken förväntas bli recipienten för det kväveberikade vattnet, regleras av kvävetillgången bör rimliga åtgärder vidtas för att minska detta utsläpp. Här bör påpekas att betydelsen av kväverening är mindre vid Forsmark än vid Oskarshamn på grund av att det snarare är fosfor som styr produktionen i denna del av Östersjön (Bottenhavet). Huruvida det är fosfor eller kväve som reglerar produktionen kan dock variera under året, och från år till år. I vattnen utanför Oskarshamn regleras produktionen av kväve.

En bedömning av vad som är rimliga åtgärder grundar sig på den s k BAT-principen, dvs principen om att bästa tillgängliga teknik/kemikalie skall användas med hänsyn till vad som kan anses vara ekonomiskt rimligt. För att avgöra den ekonomiska rimligheten kan jämförelser göras med vad andra åtgärder för minskade kväveutsläpp i samhället kostar. När det gäller kväverening i större kommunala avloppsreningsverk ligger kostnaden i storleksordningen 30–40 kr/kg reducerat kväve (utbyggnad i befintligt verk). För våtmarker anlagda i jordbrukslandskapet ligger motsvarande kostnad någonstans runt 20 kr/kg reducerat kväve /Söderqvist 1999/ medan kostnaden för poleringsvåtmarker för spillvatten ligger runt 50–70 kr/kg. Kostnaden bör alltså inte hamna alltför mycket högre än för dessa åtgärder för att den skall vara rimlig. (OBS! Om flera ämnen renas är det inte självklart hur man ska fördela kostnaden mellan dem.)

Av sammanställningen framgår också att grundvattenflödet förväntas bli det överlägset största delvattenflödet. Skulle allt grundvatten blandas med spolvattnet hamnar kvävehalterna under driftskedet i intervallet 1–10 mg/l. Under byggskedet kan de bli något högre, mellan 5 och 50 mg/l, utifrån antagna flöden. En så låg kvävehalt som 10 mg/l är inte optimal för kväverening (ofta ligger inkommande halter till avloppsreningsverk runt 40 mg/l) och blir kostsam. Därför är det tveksamt om det kan anses rimligt att rena vattnet med avseende på kväve om det inte är möjligt att med rimliga insatser minska utspädningen mer än att inkommande halt hamnar i denna nivå.

Huruvida kvävereningen blir rimlig ur kostnadssynpunkt blir dock helt avhängigt hur väl kan man lyckas i arbetet med att hålla isär grundvattnet från de övriga vattnen.

Det är inte bara den ökade volymen som påverkar kostnaderna, även den kraftiga utspädningen som ett så stort flöde skulle innebära medför försämrad behandlingsbarhet och ökade kostnader för samma reningsgrad jämfört med ett outspätt spol- och lakvatten. Merparten av alla reningsprocesser (både inomhus och utomhus) är koncentrationsberoende och fungerar effektivare vid högre halt. Även kostnader för oljeavskiljning och sedimentation kan bli stora om allt vatten ska behandlas.

Om flödet som skall behandlas uppgår till mindre än 300 000 m³ per år bedöms förutsättningarna vara någorlunda gynnsamma kostnadsmässigt sett. Ett årsflöde på ca 300 000 m³ motsvarar flödet i ett kommunalt avloppsreningsverk dimensionerat för drygt 2 000 pe.

Eftersom det finns avloppsreningsverk för sanitärt avloppsvatten både vid kärnkraftverket i Oskarshamn och Forsmark kan det finnas möjligheter att bygga ut/förändra processen i dessa verk för rening av lak- och spolvattnet. (Muntliga uppgifter som nått oss gör gällande att processen i reningsverket i Oskarshamn redan planeras att ses över och ev. förbättras den närmaste tiden. I samband med detta borde om möjligt även möjligheter att ta hand om lak- och spolvattnet undersökas/beaktas.)

Nedan följer en genomgång av olika möjliga reningstekniker. Det bör påpekas att oss veterligen har ingen av teknikerna använts på ett vatten av det aktuella slaget, utan endast på avloppsvatten eller lakvatten.

B8.6 Beskrivning av möjliga kvävereningstekniker för uppkommet förorenat vatten

B8.6.1 Biologisk kväverening utomhus

Med biologisk rening menas normalt bakteriellt katalyserad kväveomvandling där växt-näringskväve omvandlas till kvävgas. Exempel finns också på produktionsinriktade biologiska system för kväverening, t ex energiskogsbevattning och sk Lemnadammar. Något sådant produktionsinriktat system bedöms dock inte vara aktuellt här eftersom den odlade grödan kräver ett någorlunda väl växt-näringsbalanserat vatten. Dessutom finns i detta fall uppenbara risker för försaltning.

Nitrifikation

Bakteriell rening av ammoniumkväve sker i två steg där det första steget kallas nitrifikation och det andra denitrifikation. Nitrifikation innebär att ammonium omvandlas till nitrat och denitrifikation att nitrat omvandlas till ofarlig kvävgas (N_2). Omvandlingsprocesserna drivs av bakterier. Nitrifikationsprocessen kräver syrerik miljö (det åtgår 4,6 kg syre per kg nitrifierat ammoniumkväve jämfört med exempelvis 0,5 kg syre per kg oxiderat biologiskt lättnedbrytbart organiskt material (BOD)). Förutom syre behöver bakterierna viss tillgång på fosfor och spårämnen. För en utomhusanläggning som skall behandla upp till 300 000 m³/år av det aktuella vattnet ser vi två principiellt skilda nitrifikationsmetoder som möjliga. Den ena är översilning och den andra är luftad damm.

Översilning innebär att man via en spridarledning eller ett dike pumpar/leder ut vatten på ett svagt sluttande, gräsbevuxet markområde. Påförsel (beskickning) sker i intervaller så att markytan omväxlande blötläggs och tillåts torka upp. Vid beskickning rinner vattnet i en tunn vattenfilm på markytan och i matjordskiktet. På detta sätt tillskapas god kontakt mellan de positiva ammoniumjonerna i vattnet och markens negativt laddade bindningsytor och jonerna överförs från vattenfasen till marken. I efterföljande upptorknings-/andningsfas tränger luft (syre) ner i marken och de nitrifierande bakterierna som finns naturligt i marken kan då nyttja ammoniumjonerna som energikälla genom att omvandla dem till nitrat. Vid påföljande beskickningsfas följer de negativt laddade nitratjonerna med vattnet och kan behandlas vidare i ett denitrifikationssteg nedströms. Även kloridjoner som tillförs ytan via vattnet förs kontinuerligt bort varför det inte riskerar uppstå någon försaltning av marken. OBS! Marken under översilningsytan måste vara tät (lera), annars riskerar man att förorena grundvattnet med nitrat och klorid. Översilningsytor används både i flera stora poleringsvåtmarker för spillvatten och i ett antal behandlingsanläggningar för lakvatten från avfallsdeponier. En viktig fördel med nitrifikation i en översilningsyta är att det normalt sett finns tillgång på fosfor och spårämnen i marken varför dessa inte behöver tillsättas.

I lakvattenbehandlingssammanhang är luftad damm en mycket vanlig behandlingsmetod. Metoden innebär att man med mekaniska luftare (ytluftare) luftar lakvattendammen. Syre förs ner i vattnet och genom rörelsen som uppstår hålls ett bakterieslam ("aktivt slam") bestående av nedbrytande och nitrifierande bakterier i rörelse (kontakt mellan joner, bakterier och syre). På detta sätt kan man upprätthålla en nitrifikationsprocess i dammen.

Vår bedömning är att det endast är vid brist på lämplig mark för översilning inom rimligt avstånd som luftad damm är aktuellt. Energiåtgången för pumpning till en översilningsyta är normalt betydligt lägre än vad som krävs för luftning/omrörning av en damm. Vid luftning av en damm med högt pH riskerar man dessutom att avdriva ammoniak, vilket inte är önskvärt då ammoniak är en växthusgas. Denna risk anses mindre i en översilningsyta där det vindrivna luftutbytet är mindre än ovan den öppna vattenytan på en damm. En annan fördel med översilning är att processen blir tåligare då nitrifikationsbakterier är mindre störningskänsliga när de får växa på en yta och bilda sk biofilm än när de flyter fritt omkring i en vattenfas. Påväxtytor finns gott om i form av markpartiklar, döda växtdelar och rötter. Det är troligen också så att en översilningsyta normalt hyser ett större naturligt förråd av fosfor (större yta), vilket kan mobiliseras och nyttjas av nitrifikationsbakterierna, än vad en damm gör. Ett sådant förråd kan göra att det inte behövs tillsättas externt fosfor för att balansera ett fosforfattigt (men kväverikt) vatten.

Denitrifikation

Denitrifikation sker i syrefattig miljö. Nedbrytande bakterier nyttjar då nitrat istället för syre för sin andning och nitraten reduceras därigenom till kvävgas. För att processen skall ske krävs att det finns organiskt material att bryta ned för bakterierna (kolkälla). God tillgång på organiskt material kan åstadkommas i våtmarker med hög växtproduktion av arter som producerar lätt-nedbrytbart organiskt material när de dör (ej vedartade växter). Man kan också tillsätta en extern kolkälla, exempelvis metanol eller etanol, eller lämpliga restprodukter från industrin/jordbruket. På så sätt kan ytbehovet minskas avsevärt. Nackdelen kan vara en ökad kostnad (för kolkällan).

För att få en hög växtproduktion kommer det i det aktuella fallet krävas tillsats av fosfor i någon form i våtmarken. En möjlighet kan då ev. vara att leda om ett delflöde från det lokala avlopps nätet till våtmarken eller från utgående flöde från avloppsreningsverket. Möjligen kan slam från befintliga avloppsreningsverk nyttjas, men det förutsätter att man använder järnbaserad fällningskemikalie i reningsverken då järnfosfatet till skillnad från aluminiumfosfat kan återgå i lösning vid syrefattiga förhållanden och åter bli växttillgängligt.

Både bakterier och växter för biologisk utomhusrening klarar kloridhalter motsvarande halten i brackvatten upp till åtminstone 1,5 % (=15 g Cl⁻/l)(nitrifikation sker naturligt i havet).

Kostnaderna för rening med översilning och våtmark beror främst på de platsspecifika förutsättningarna. Finns lämpliga markområden på nära avstånd med möjligheter att dämna för att skapa vattenvolymer (våtmarken) blir kostnaderna låga. Om det däremot krävs långa tryckledningar och nödvändiga volymer i första hand måste tillskapas genom schakt ökar kostnaderna betydligt. I det första fallet bedöms behandlingskosten hamna runt 50–100 kr/kg reducerat N. I det senare fallet bedöms kostnaden hamna i intervallet 100–200 kr/kg N. Självklart påverkar även flödena och halterna kostnaden, och kommer man ner i inkommande halter på några få mg/l bedöms möjligheterna till att nå längre än 50 % rening vara orealistiska.

Ytbehovet för rening i översilningsyta och våtmark uppgår sammanlagt till 1,5–3,5 ha för flöden upp till 300 000 m³/år och en reningsmålsättning på 50–75 % totalkväve.

B8.6.2 Konventionell biologisk kväverening

Av de konventionella teknikerna som SBR (Satsvis Biologisk Reaktor), aktiv-slam och biobädd bedöms SBR vara den enda som kan bli aktuell med hänsyn till planeringsförutsättningarna. För att den över huvud taget ska komma ifråga ekonomiskt sett krävs troligtvis att man kommer ner i flöden runt 100 000 m³/år. Vanligen används SBR-tekniken i första hand för BOD-reduktion. Men tekniken kan också användas för nitrifikation och denitrifikation.

Behandlingen sker ”satsvis” i en tank som fylls före behandling och töms när behandlingen är klar (ej kontinuerligt flöde alltså). Eftersom vattnet pumpas in i reaktorn krävs att denna föregås av ett utjämningsmagasin. Då vattnet i det aktuella fallet kommer att passera en sedimentationsdamm kan förmodligen detta krav i och med detta redan anses vara uppfyllt. Syresättning för nitrifikation sker med hjälp av kraftiga luftare. För att kompensera fosforbristen i vattnet måste fosfor tillsättas, vanligen görs detta i form av fosforsyra. Helst ska fosforkällan vara fri från BOD eftersom man annars ökar luftnings-/energibehovet i nitrifikationssteget. Ev. kan också en förväntad frånvaro av spårämnen orsaka problem så att även sådana måste tillföras.

Vid nitrifikation förbrukas alkalinitet (HCO₃⁻). För att inte få brist på alkalinitet i en SBR-anläggning kan det ibland vara nödvändigt att tillsätta detta.

För denitrifikationen krävs extern kolkälla. Nitrifikationsprocessen i en SBR-anläggning måste mer eller mindre drivas till 100 %. Denitrifikationsgraden kan däremot styras via doseringen av kolkälla. Å andra sidan ökar man behovet av luftning för nitrifikation om man minskar denitrifikationsgraden, ty nitraten avger vid denitrifikation syre som kan nyttjas vid av de nitrifierande bakterierna. Salthalter upp till 5–6 g/l utgör normalt sett inget problem, men vid halter upp mot 8 g/l finns risk att problem uppstår /Ullman 2004/.

SBR-anläggningar används på flera håll, framför allt för spillvattenrening. Det har däremot inte varit så lätt att hitta någon att jämföra med av relevant storlek. En svårighet är också att förutsättningarna skiljer sig avsevärt om anläggningen behandlar spillvatten. När det gäller lakvatten från avfallsdeponier finns ett mindre antal anläggningar i dagsläget i landet. Bl a finns en på Värmdö som byggts för behandling av lakvattnet från Koviks avfallsanläggning. Den är dimensionerad för att behandla knappt 90 000 m³/år (240 m³/dygn) eller 120 kg N/dygn och en kväveringsgrad på över 70 %. Anläggningskostnaden för denna anläggning var 6 miljoner kr (år 1997). Tyvärr har uppgifter på energiåtgång och driftskostnader inte hunnit erhållas därifrån ännu.

Läckeby Water (Regine Haker) har också fått göra en uppskattning av investeringskostnader för en SBR-anläggning med förutsättningarna: årsflöde = 100 000 m³/år och reningsbehov = 1,5 ton N/år, BOD = 0, P = 0, vattentemp.=10 °C, normal alkalinitet för grundvatten. Läckeby's uppskattning visar på en investeringskostnadsnivå på 3–3,5 miljoner kr. Inte heller i detta fall har man dock hunnit få fram någon driftskostnad eller uppgift på energiåtgång.

B8.6.3 Elektrokemisk rening

Vattenfall har tagit fram en ny metod för rening av vatten med avseende på nitrat för dricksvattenframställning. Metoden har även testats i försök på lakvatten hos LKAB i Kiruna, men det ansågs av LKAB att tekniken skulle bli för dyr. Det lakvattnet innehöll inte ammoniumkväve utan endast kväve i form av nitrat.

Teknikens princip är att nitrathalten först koncentreras upp till lämplig nivå med hjälp av nitratselektiva jonbytarmassor (eventuellt inte nödvändigt i det aktuella fallet). Därefter omvandlas nitraten till kvävgas i en elektrokemisk cell. Cellen har en energiförbrukning på 22 kWh/kg nitrat, vilket motsvarar 97 kWh/kg kväve. Om man ansätter ett elpris på 60 öre/kWh blir elkostnaden ca 58 kr/kg kväve eller 87 000 kr/år (baserat på ett antaget kväveringsbehov på 1,5 ton/år).

I dagsläget finns endast en fullskalig anläggning av detta slag i drift. Den ligger i Tyskland och är dimensionerad för 2–3 m³/h, vilket motsvarar 50–70 m³/dygn eller 17 000–26 000 m³/år. Inkommande nitrathalt är i denna anläggning ca 35 mg nitat/l och kravet på det producerade vattnet 15 mg/l. Den elektrokemiska cellen kostade här ca 300 000 kr. Cellen bedöms i normala fall komma att utgöra ca hälften av investeringskostnaden. Vad investeringskostnaden för en anläggning för 100 000 m³/år skulle hamna på för nivå kunde Vattenfall inte ange.

För den elektrokemiska cellen utgör en kloridhalt på 1,5 % inga problem (däremot krävs att alla pumpar, metalledningar, ventiler etc som är i kontakt med vattnet är korrosionsbeständiga).

Jonbytarmassan har en livslängd på tre år och räknas därefter som miljöfarligt avfall (skall lämnas till SAKAB). Behov av drifttillsyn bedöms uppgå till några timmar/vecka (erfarenheter saknas dock för att specificera behovet noggrannare än så).

Eftersom tekniken enbart renar vatten från nitrat krävs en hundra procentig rening av nitrat för att nå 50 % total kvävering. Det verkar tveksamt om det är möjligt att nå så långt. Snarare handlar det nog om ca 50 % av nitraten, dvs 25 % totalkvävering, möjligen 40 % totalkvävering i optimala fall.

B8.6.4 Utbyggnad av kväverening i befintliga reningsverk för sanitärt avlopp

Möjligheterna att bygga ut eller förändra processen i befintliga verk bör undersökas. I många reningsverk finns lediga bassänger/utrymmen att tillgå då dimensioneringen av dessa ofta är väl tilltagen.

B8.6.5 Avfärdade tekniker

Vi har beaktat möjligheten att använda andra tekniker än de vi här gått igenom. Av dessa kan nämnas aktiv-slam, biobädd, ammoniak-stripping och kemisk denitrifikation. Vi har dock av olika anledningar avfärdat dem och behandlar dem inte närmre i den här rapporten.

En kombination av konventionell teknik (SBR) och utomhusteknik (våtmark) är visserligen en möjlig lösning men anses inte vara effektiv.

B8.6.6 Sammanställning/bedömning och slutsatser

Utifrån räkneexemplen i bilaga 2 och tabell 2 nedan gör vi bedömningen att utomhusteknik i form av översilning och våtmark är det mest fördelaktiga teknikalternativet med tanke på ekonomi, driftsäkerhet, salttålighet och erfarenheter från andra anläggningar. Den enda nackdelen med utomhusreningstekniken är behovet av mark.

Tabell B8-2. Jämförande sammanställning mellan de olika behandlingsalternativen.

	Rimlig renings- målsättning	Driftsäkerhet	Salttålighet	Erfarenheter	Inv. kostnad (milj. kr) (förutsättning: 100 000 m ³ /år, 50 % rening)	Drifttillsyn (h/v)	Resurs-användning/ miljöaspekter	Arbetsmiljö- problem
Översilning + våtmark	50–70 %	Hög	åtminstone 1,5 %	Många anläggningar både för lakvatten och spillvatten	1–2	2	Ytbehov: 1,5–3,5 ha (viss elförbrukning för pumpar)	–
SBR	50–80 %	Normalt sett hög. Frågetecken för brist på spårämnen	> 0,5 %, vid halter upp mot 0,8 % finns risk för problem	Många anläggningar, framför allt för spillvatten	3–3,5	5–10	Elenergi, fosfor och kolkälla åtgår. En mindre mängd slam produceras som måste omhändertas	–
Elektrokemisk nitratrening	40 % (?)	?	åtminstone 1,5 %	1 st	2 (?)	3–6 (?)	Elenergi, jonbytarmassa	–

Slutsatser:



- Helt avgörande för om behandling över huvud taget är miljömässigt och ekonomiskt rimligt är hur kostsamt det är hålla isär en betydande del av grundvattnet från lak- och spolvattnet (måste först och främst klarläggas!). Om detta går att göra relativt enkelt (billigt) drar vi följande följdslutsatser:
- Det går att behandla lak- och spolvattnet med avseende på kväve.
- Detta är önskvärt och rimligt.
- Behandling bör av kostnads- och resursskäl ske med mikrobiella metoder.
- I) I det fortsatta arbetet med att hitta en behandlingslösning rekommenderas av processmässiga och ekonomiska skäl översilning + våtmark som förstahandsalternativ vid sidan av att undersöka möjligheterna till utbyggd rening i befintliga verk.
II) Skulle det finnas begränsad tillgång på lämplig mark på rimligt avstånd, är tillförsel av extern kolkälla en möjlighet att minska ytbehovet för denitrifikation. I detta sammanhang kan spillvatten/slam från närbelägna avloppsreningsverk ev. nyttjas.
III) I tredje hand undersöks möjligheterna att få en ytterligare ytsnålare utomhusanläggning genom att ersätta översilning med luftad damm.
IV) Saknas plats för utomhusanläggning eller om annat vägande skäl talar emot utomhusbehandling undersöks förutsättningarna för en SBR-anläggning.
- Det salta grundvattnet bör släppas ut i en recipient i havet (ej till sötvatten) med god genomströmning så att en snabb utspädning erhålls.

Referenslista Filtralite, Maxit Group

On-site treatment references

The reference list below contains information of full scale operating plants where Filtralite® is used in On-site treatment in Filterbed for infiltration or phosphorous removal.

Year	Location	Type of Filtralite	Filtralite volume (m ³)	Client/ contractor	Purification method type of water
2005	Elverum, Norway	Filtralite NR 10-20	40	Norsk Jordforbedring AS	
2005	Drammen, Norway	Filtralite NR 10-20	53	EcoBio AS	N, P, BOD removal
2005	Setskog, Norway	Filtralite P, NR 4-10, 10-20, NC 4-10	710	HACO	N, P, BOD removal
2005	Nesodden, Norway	Filtralite P, NR 2-4, NR 4-10	50	EcoBio AS	N, P, BOD removal
2005	Vegårdshei, Norway	Filtralite P, NR 4-10, NC 4-10	123	HACO	N, P, BOD removal
2004	Skui, Norway	Filtralite NR 2-4, 10-20	40	Heidenreich AS, avd. Sandvika	
2004	Mosjøen, Norway	Filtralite NR 2-4	21	Albert E. Olssen AS, avd. Mosjøen	
2004	Oslo, Norway	Filtralite NR 10-20	20	Stavanger Rørhandel AS, avd. Oslo	
2004	Kristiansand, Norway	Filtralite P, NR 2-4	620	Brødrene Dahl AS, avd. Kristiansand	N, P, BOD removal
2004	Norway	Filtralite NR 10-20	20	Topaas & Haug AS	
2004	Allerstølen, Vågå, Norway	Filtralite P, NR 4-10, 10-20	55	NAVA	N, P, BOD removal
2004	Haugslia, Voss, Norway	Filtralite P, NR 4-10, 10-20, NC 4-10	1 100	HACO	N, P, BOD removal
2004	Ridabu, Norway	Filtralite NR 10-20	30	Private	Odor treatment
2004	Bromma, Nes kommune, Norway	Filtralite P, NR 2-4, 4-10	80	HACO	N, P, BOD removal
2004	Øvre Eiker, Norway	Filtralite P, NR 2-4, 4-10	98	HACO	N, P, BOD removal
2004	Vestby, Norway	Filtralite P, NR 2-4, 4-10	155	HACO	N, P, BOD removal
2004	Sørkedalen, Norway	Filtralite P, NR 4-10, 10-20	200	NAVA	N, P, BOD removal
2004	Gjøvik, Norway	Filtralite P, NR 2-4	55	Heidenreich AS	N, P, BOD removal
2004	Skjold, Norway	Filtralite P, NR 4-10, 10-20	200	Stavanger Rørhandel AS	N, P, BOD removal
2003	Skjeggedal, Odda municipality, Norway	Filtralite P, NR 4-10, 10-20	55	HACO	N, P, BOD removal
2003	Hobøl, Norway	Filtralite P, NR 4-10, 10-20	90	NAVA (Nordic Industrial Fund project)	N, P, BOD removal
2003	Kuusankoski, Finland	Filtralite P, NR 2-4	20	HACO (Nordic Industrial Fund project)	N, P, BOD removal

Year	Location	Type of Filtralite	Filtralite volume (m ³)	Client/contractor	Purification method type of water
2003	Frogn, Norway	Filtralite P, NR 2-4, NC 4-10	100	EcoBio AS	N, P, BOD removal
2003	Rønede, Denmark (Friland)	Filtralite P, NR 2-4, NC 4-10	55	Aarhus University (Nordic Industrial Fund project)	N, P, BOD removal
2003	Mørke, Denmark	Filtralite P, NR 2-4, NC 4-10	70	Aarhus University (Nordic Industrial Fund project)	N, P, BOD removal
2003	Ångersjon, Hudiksvall, Sweden	Filtralite P	40	SM Mark & Asfalt AB (Consultant: WRS Uppsala AB)	P removal
2003	Haukelifjell, Norway	Filtralite P, NR 2-4 4-10	215	Halleland AS	N, P, BOD removal
2003	Gunnerenga, Ringerike municipality, Norway	Filtralite P, NR 10-20, NC 4-10	815	NAVA	N, P, BOD removal
2003	Huddinge, Sweden	Filtralite P	176	SRV Återvinning AB (Consultant: SWECO Viak, Uppsala)	P removal
2003	Vikeså, Norway	Filtralite P, NR 2-4	185	Bjerkreim Trelast AS	N, P, BOD removal
2003	Rena Leir, Norway	Filtralite NR 2-4, 10-20	290		N, P, BOD removal
2003	Øvre Uvdal RA, Norway	Filtralite P, NR 4-10, 10-20	1 200	HACO	N, P, BOD removal
2003	Høyeholen fyllplass, Ålgård, Norway	Filtralite NR 2-4	111	Stavanger Rørhandel AS	
2003	Talby, Sodertelje, Sweden (Bornsjon area)	Filtralite P, NR 2-4, 4-10	60	Stockholm Vatten (Nordic Industrial Fund project)	N, P, BOD removal
2003	Fågelsta, Sodertelje, Sweden (Bornsjon area)	Filtralite P, NR 2-4, 4-10	80	Stockholm Vatten (Nordic Industrial Fund project)	N, P, BOD removal
2002	Nordre Braathu, Rygge municipality, Norway	Filtralite P, NR 2-4, 4-10	75	HACO	N, P, BOD removal
2002	Sipoo, Finland	Filtralite P, NR 2-4	55	HACO (Nordic Industrial Fund project)	N, P, BOD removal
2002	Svarteberg, Ål i Hallingdal, Norway	Filtralite P, NR 2-4, 4-10	75	HACO	N, P, BOD removal
2002	Gjersjøen golf resort, Oppegård municipality, Norway	Filtralite P, NR 4-10	100	NAVA	N, P, BOD removal
2002	Setskog renseanlegg, Kløfta, Norway	Filtralite NR 2-4, 4-10	400	Agathon Borgen AS	N, P, BOD removal
2002	Hennie VVS AS	Filtralite P, NR 4-10, 10-20	75	Hennie VVS AS	N, P, BOD removal
2002	Lauvåsen, Sør-Fron kommune, Norway	Filtralite P, NR 2-4, 4-10, 10-20, NC 4-10	1 400	HACO	N, P, BOD removal
2002	Vignes, Østre Toten kommune, Norway	Filtralite P	100	Østre Toten kommune	P removal
2002	Haugesund, Norway	Filtralite P, NR 2-4	85	Stavanger Rørhandel / Bokn Plast	N, P, BOD removal

Year	Location	Type of Filtralite	Filtralite volume (m ³)	Client/contractor	Purification method type of water
2002	Rakkestad – Åsa, Norway	Filtralite P, NR 2-4, NR 4-10	110	HACO	N, P, BOD removal
2002	Kirkengen (garden city), Østfold, Norway	Filtralite P, NR 2-4, 10-20, NC 4-10	720	HACO	N, P, BOD removal
2002	Kvernhuset school, Fredriksstad, Norway	Filtralite P, NR 2-4, 10-20, NC 4-10	1 045	NAVA	N, P, BOD removal
2001	Kobberhaughytta (tourist cabin) Oslo, Norway	Filtralite P, NR 2-4, 4-10, 10-20, NC 4-10	407	NAVA	N, P, BOD removal
2001	Hungerholt (farm), Hole kommune, Norway	Filtralite P, NR 2-4, 4-10, 10-20, NC 4-10	56	NAVA	N, P, BOD removal
2001	Rollag, Numedal, Norway	Filtralite P	600	Asplan Viak AS	N, P, BOD removal
2001	Allerstølen (cabin area), Vågå, Norway	Filtralite P, NR 2-4, 4-10, 10-20, NC 4-10	185	NAVA	N, P, BOD removal
2001	Tørberget (cabin area), Trysil, Norway	Filtralite P, NR 2-4, 10-20	1 250	NAVA	N, P, BOD removal
2001	Ål, Norway	Filtralite P, NR 2-4	21	Brødrene Dahl	N, P, BOD removal
2001	Sveio, Norway	Filtralite P, NR 2-4	165	Solgry Ungdoms-senter	N, P, BOD removal
2001	Drøbak, Norway	Filtralite P	160	Follo Bygdeservice	N, P, BOD removal
2001	Haugesund, Norway	Filtralite P, NR 2-4	28	Åkra rør AS	N, P, BOD removal
2001	Trolldalen Moss, Norway	Filtralite NR 2-4, 10-20	46	Moss Drift og Anlegg KF	N, BOD removal
2000	Kråkstad, Norway	Filtralite P, NR 2-4, 4-10	48	NAVA	N, P, BOD removal
2000	Lillehammer, Norway	Filtralite P, NR 2-4, 4-10, 10-20	400	NAVA	N, P, BOD removal
2000	Frogn, Norway	Filtralite P, NR 2-4, 4-10	80	NAVA	N, P, BOD removal
2000	Furnes, Norway	Filtralite P, N3 2-4, 4-10	48	NAVA	N, P, BOD removal
2000	Bærum, Norway	Filtralite P, NR 2-4, 4-10, 10-20	298	NAVA	N, P, BOD removal
2000	Nittedal, Norway	Filtralite P, NR 2-4	90	NAVA	N, P, BOD removal
2000	Valdres, Norway	Filtralite P, NR 2-4, 10-20	1 050	NAVA	N, P, BOD removal
2000	Stølsheia, Norway	Filtralite NR 2-4	170	BBK Bioairclean	Air Purification Odor.
2000	Stenungsund, Sweden	Filtralite P	50	Skanska Prefab	P removal
1999	Bestronn Sæter Norway	Filtralite P, Filtralite NR 2-4, 10-20	280	NAVA	N, P, BOD removal
1999	Bogstad Gard, Norway	Filtralite P, Filtralite NR 2-4, 10-20	390	NAVA	N, P, BOD removal
1999	VågåmoBS Norway	Filtralite P, Filtralite NR 2-4, 10-20	285	NAVA	N, P, BOD removal
1999	Hall of the M.King, Dovre, Norway	Filtralite P, Filtralite NR 10-20	290	Geofuturum	N, P, BOD removal

Year	Location	Type of Filtralite	Filtralite volume (m ³)	Client/contractor	Purification method type of water
1999	Skjønnhaug Trøgstad, Norway	Filtralite P Filtralite NR 2-4	475	Trøgstad Municipality	N removal, biofilm landfill drainage
1999	Rondane, Norway	Filtralite NR 10-20, 2-4, 4-10	100	NAVA	N, BOD removal
1999	Våle, Norway	FiltraliteP, Filtralite NR 2-4, 4-10	225	NAVA	N, P, BOD removal
1999	Sogndal, Norway	Filtralite P, Filtralite NR 10-20	250	Statens Vegvesen (Federal Road Dep)	N, P, BOD removal
1999	Gävle, Sweden	Filtralite P, Filtralite NR 2-4	30	Gestrike Vatten	N, P, BOD removal
1998	Åbogen, Hedmark Norway	Filtralite P	275	Eidskog Municipality	P + COD removal
1998	Ekeberg, Trøgstad Norway	Filtralite P, Filtralite NR 2-4	55	Trøgstad Municipality	N, P, BOD removal
1998	Ryfoss Valdres Norway	Filtralite P, Filtralite NR 2-4, 10-20	150	Valdres Pelsfor T.Martinussen	BOD P
1998	Annapolis Maryland USA	Filtralite NR 2-4 Filtralite NR 4-10	40	Several local companies	different
1998	Jäderfors Avlops-anleggning, Sweden	Filtralite P	84	BJ Marknadsbyggnad	P
1998	Oustøya RA Fornebu Norway	Filtralite NR 10-20	95	Utbyggingsfelleskapet Hestehagen	N, P, BOD removal
1998	Strømbo RA Øvre Eiker Norway	Filtralite NR 4-10	30	Øvre Eiker Municipality	Protection layer gainst algae growt
1998	Svelvik municipality Norway	Filtralite NR 10-20	50	Svelvik Municipality	Odor treatment
1998	Austvatn Nord Odal, Norway	Filtralite P, Filtralite NR 2-4, 10-20	70	Klaus Thrane A/S	N, P, BOD removal
1998	Bronseplassen RA Høvåg Norway	Filtralite P, Filtralite NR 2-4, 10-20	70	Bronseplassen	N, P, BOD removal
1998	Vidaråsen Landsby Andebu Norway	Filtralite P	140	Vidaråsen Landsby	P removal
1998	Bromölla Grödygården, Swe	Filtralite P	170	Bromölla Municipality	N, P, BOD removal
1998	Lommedalen Bærum, Norway	Filtralite NR 10-20 Filtralite NR 2-4	75	Knut Bye	N, BOD removal
	Torvtua Bergen Norway	Filtralite P, Filtralite NR 2-4	385	Block Watne	N, P, BOD removal
1997	Rena Norway	Filtralite NR 2-4	300	Rena Airport Geofuturum	Fuel and de-icing security
1997	Rena Norway	Filtralite NR 2-4	150	Rena Airport Geofuturum	Heavy metal oil pollution
1997	Tvedestrand, Norway	Filtralite NC 4-10 Filtralite HC 2-5	270	Tvedestrand Municipality	Sludge de-watering
1997	Ås Norway	Filtralite NR 2-4 Filtralite NR 4-10	118	Agricultural Univer. of Norway	Biofilm greywater
1997	Lilleng, Norway	Filtralite NR 2-4 Filtralite P	400	Fredrikstad Arbeidssamvirke	N, P, BOD removal
1997	Hauer seter Leir Gardermoen, Nor	Filtralite HR 1-3 Filtralite NR 10-20	1 000	Forsvarets, Reloc of Gardermoen	N, P, BOD removal
1997	Atna Norway	Filtralite NR 10-20	120	Stor Elvdal Municipality	N, P, BOD removal

Year	Location	Type of Filtralite	Filtralite volume (m ³)	Client/contractor	Purification method type of water
1996	Skedsmo Norway	Filtralite NC 4-10 Filtralite NR 10-20	800	Bøhler Avfallsdeponi	N removal, biofilm landfill drainage
1996	Fagernes, Lenvik	Filtralite NR 0-4 Filtralite NR 2-4	50	Fagernes	N, P, BOD removal
1995	Stange, Ramnes Norway	Filtralite P	110	Stange farm	P-removal, BOD
1994	Østegården, Rælingen Norway	Filtralite NR 2-4	30	Østegården farm	Nitrification, BOD
1993	Esval Norway	Filtralite NR 10-20	350	Nes Municipality	N removal, biofilm landfill drainage
1993 1996	Tveter, Vestby Norway	Filtralite P, Filtralite NR 2-4	130	Søndre Tveter farm	N, P, BOD removal
1993	Orust Sweden	Filtralite P, Filtralite 2-4 mm	120	Orust	N, P, BOD removal
1992 1994	Haugstein, Enebakk Norway	Filtralite P, Filtralite 2-4 mm	50	Haugstein farm	N, P, BOD removal