

P-07-147

Omhändertagande av förorenade vattenflöden från ett slutförvar i Forsmark

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 Forsmark

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 med tillhörande anläggningar ovan mark 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 ett led i SKB:s MKB-arbete, men är också tänkt som underlag för fortsatt planering och projektering.

För att studera tekniker för omhändertagande av sanitärt vatten har metoden öppen VA-planering använts. Metoden utgår från platsens och den planerade verksamhetens förutsättningar, miljöbalkens krav samt praktiska och ekonomiska villkor i övrigt.

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 halvering av det sammanlagda kvävebidraget från lakvatten och bergdränage bedöms miljömässigt motiverad och både praktiskt och ekonomiskt rimligt. Kloridjonerna som ger upphov till saltan är svåra att avlägsna, men bedöms å andra sidan inte skada miljön vid bortledning.

De största flödena och föroreningsmängderna uppträder under byggfasen. Förhållandena under denna fas bör därför användas som utgångspunkt för teknisk dimensionering samt för prövning av miljökonsekvenser.

Den öppna VA-planeringen har inneburit att tre systemlösningar har tagits fram, vilka alla uppfyller miljöbalkens hänsynsregler samtidigt som de uppfyller kraven för vad som kan anses praktiskt och ekonomiskt rimligt. För val av slutligt alternativ bör alternativen ställas och jämföras mot varandra. En sådan sammanvägd värdering bör göras av verksamhetsutövaren, det vill säga SKB.

Omhändertagande av bergdränage och lakvatten har konstaterats är möjlig med naturnära biologisk rening då platsförutsättningarna för detta är goda. Med föreslagna åtgärder beräknas utsläppen till Östersjön kunna begränsas till högst 3 ton kväve per år.

Möjligheterna för lokalt omhändertagande av dagvatten (LOD) är också goda.

Sammantaget bedöms behandling och bortledning av olika strömmar av förorenat vatten på de sätt som föreslås i utredningen ge obetydliga skador på miljön. Påverkan på inloppskanalen bedöms vara marginell och inte kunna påverka driften av kärnkraftverket. Lokalt påverkas framförallt Tjärnpussen som i dag är en skogstjärn. Tjärnens vatten kommer att bli bräckt. I det fall utgående avloppsvatten sambehandlas med lakvatten och bergdränage eller om man väljer lokal behandling kommer vattnet också bli näringsberikat. Detta kommer att stimulera den makrofytiska växtligheten i kärr och strandområden, liksom tillväxten av mikroalger i dammens fria vatten. Vattnet i tjärnen kommer att få en grönare färg och siktdjupet minska, men risk för syrebrist eller lukt föreligger ej.

Kostnaden för behandling och bortledning av de aktuella vattnen är rimlig. Investeringskostnad för system för omhändertagande av sanitärt vatten understiger 2,5 mnkr, vilket tillsammans med driftkostnader ger en årskostnad på ca 200 000 kr. Kostnader för hantering av bergdränage och lakvatten ligger i samma storleksordning. Utslaget per kg reducerat kväve är motsvarar behandlingskostnaden 70 kr per kg.

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. The report is part of SKB's environmental impact assessment work, but is also meant to be a usable tool in further planning.

The sanitary wastewater clearly is the polluted water that possesses the greatest potential risk to human health and the environment. On the other hand it is fully treatable, which means that nuisance and negative environmental impact can be avoided.

It is during the construction phase that the largest amounts of both water and pollutants are to be expected. Therefore, the prevailing conditions during 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 method helps its users to consider the local physical conditions and the prerequisites of the planned activities, as well as the legislative, practical and economical demands. The work comprises three 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. Before the final decision is made, it is recommended that the alternatives are evaluated from a broad perspective by SKB, taking into consideration the value of recycling and goodwill.

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 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 kylvattenkanalen (the cooling water intake channel) is estimated to be restricted to a maximum of three tonnes of nitrogen a year. There is no expected impact on the cooling water quality of relevance to the operation of the nuclear power plant.

The possibilities for local storm water control are considered to be good. As long as a thorough planning is carried out, the risks for floods and negative local environmental impact resulting from unwanted substances in storm water will be minimized. 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 of the different polluted waters is that it will be small as long as the suggested measures are taken. Locally, there will be an impact on the small forest lake "Tjärnpussen". The water of the lake will be slightly saline, and in the case of a combined tertiary treatment of wastewater with treatment of leachate and drainage water, or a new local treatment facility for wastewater, the nutrient levels of the lake water will increase. This will increase the growth of macrophytes, as well as micro algae. The water will get a greenish colour and decreased clarity, but there is no risk for oxygen depletion or bad smell.

Costs for treatment of the polluted waters have been estimated and found reasonable. Investments for treatment of sanitary water will not exceed 2.5 million SEK. Operation and maintenance costs included, the annual cost will approximately reach a 200,000 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	18
3.2.4	Dagvatten	19
3.3	Recipienter	21
3.3.1	Tjärnpussen och Rudiment-diket	21
3.3.2	Östersjörecipienterna – Asphällsfjärden, kylvattenkanalen, biotestsjön och Öregrundsgrepen.	21
4	Hantering av förorenade vatten	23
4.1	Sanitärt avloppsvatten – möjligheter och förslag till hantering	23
4.1.1	Krav på avloppshantering	23
4.1.2	Behandlingsystem	26
4.1.3	Slutsatser rörande hantering av sanitärt avloppsvatten	33
4.2	Bergdränage, släckvatten och lakvatten – möjligheter och förslag till hantering	33
4.2.1	Reningsbehov, behandlingsbarhet och rimlighet	33
4.2.2	Jämförelse av olika behandlingslösningar	34
4.2.3	Föreslagen principlösning	35
4.3	Dagvatten – principer och förslag till hantering	36
4.3.1	Viktiga principer	36
4.3.2	Konkreta förslag till LOD	37
4.3.3	Bedömning	38
5	Sammantagen bedömning av miljökonsekvenser	39
6	Slutsatser	41
	Referenser	43
Bilaga 1	Begreppsförklaringar	45
Bilaga 2	Lokal avrinning	47
Bilaga 3	Dimensionering sanitärt vatten	49
Bilaga 4	Kostnader spillvattenhantering	51
Bilaga 5	Dimensioneringsgrunder för bergdränage och lakvatten	55
Bilaga 6	Kostnads kalkyl för kväverening av bergdränage och lakvatten	57
Bilaga 7	Beräkning av dagvattenflöden, föroreningsmängder och halter	59
Bilaga 8	Omhändertagande av länshållningsvatten och lakvatten från djupförvaret	61
Bilaga 9	Beskrivning av länshållnings-, bruks- och lakvattnet från det eventuella slutförvaret i Forsmark	71

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 avvecklingsskede, då tunnlar, schakt och ramp återfylls. Avvecklingsskedet beräknas pågå i ca femton år.

Under både bygg- och driftskede kommer slutförvaret och 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 lokaliseringsalternativ, Oskarshamn respektive Forsmark. Det här är rapporten för Forsmarksalternativet.

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 verksamhetsutövaren deltar i arbetet med att formulera krav, idéer samt 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 lösning redan är vald.¹

Studier av hanteringsalternativ för bergdränage- och lakvatten har genomförts på liknande, men mer traditionellt sätt. 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.

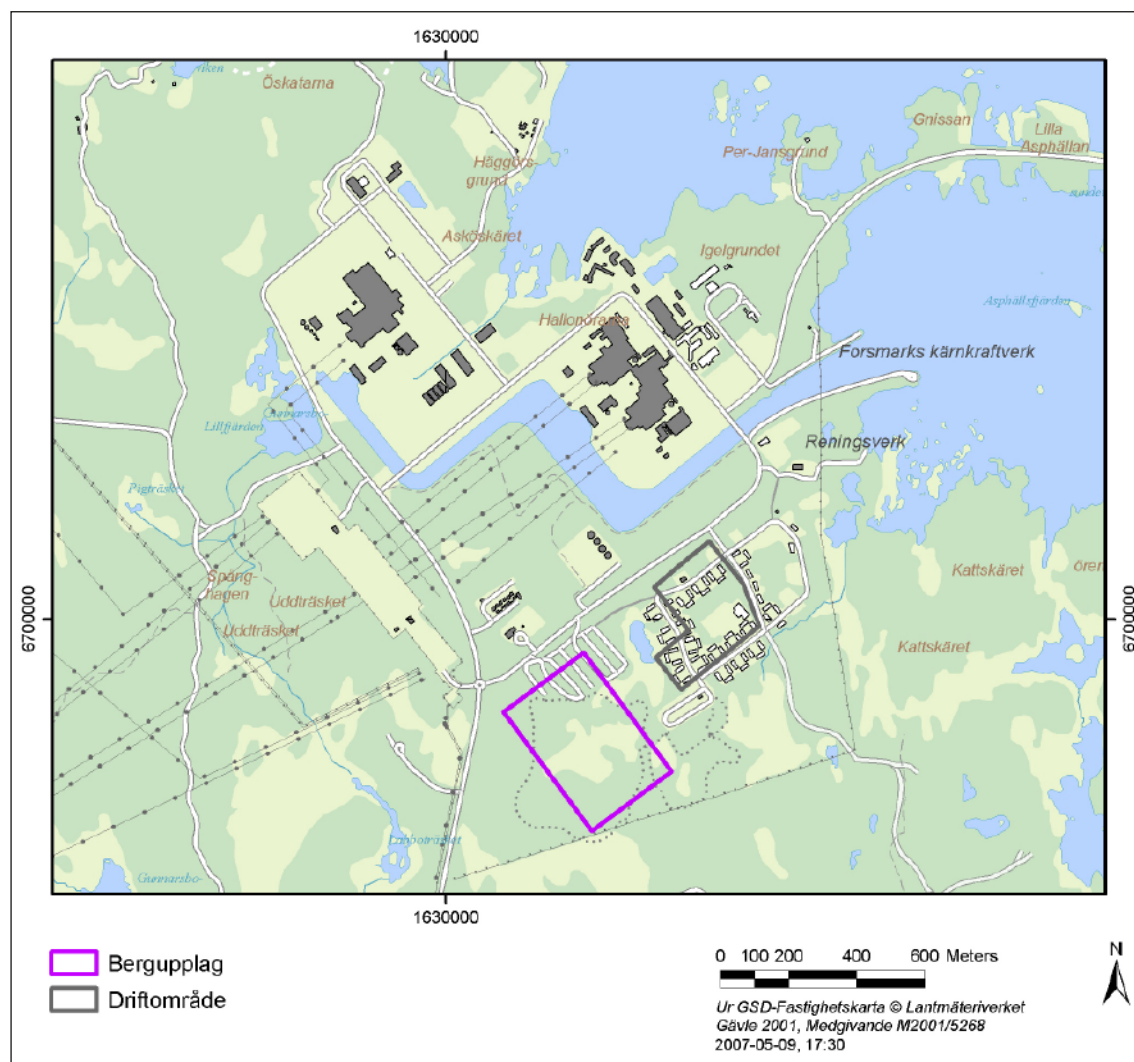
3 Förutsättningar

3.1 Platsen

Det planerade läget för slutförvarets driftområde och bergmasseupplag, läge ”Infarten”, ligger några hundratal meter söder om Forsmarks kärnkraftverk (figur 3-1). För driftområdets exakta placering finns flera alternativ, varav figuren visar placeringen i området för tillfälliga bostäder som i dag används vid revision av kärnkraftverket, den så kallade barackbyn.

Området för bergmasseupplaget visas schematiskt i figuren. Någon exakt utformning är ännu inte bestämd.

Barackbyns avlopp är anslutet med självfallssystem till FKA:s (Forsmarks Kraftgrupp AB) avloppsreningsverk som ligger ca 500 m nordost om barackbyn.



Figur 3-1. Driftområde och bergupplag för det planerade slutförvaret i läge Infarten. Driftområdet ligger på platsen för den nuvarande barackbyn. Norr om driftområdet ligger infartsvägen till Forsmarks kärnkraftverk. Strax före passagen över kanalen, på östra sidan om vägen återfinns reningsverket och utanför det ligger dess recipient Aspöskäret (Östersjön).

Det omgivande landskapet utgörs av småkuperad skogsmark med inslag av kärrmarker i dalsänkorna. Berg i dagen är allmänt förekommande. Morän dominerar de kvartära avlagringarna och är vanligen sandig /Johansson et al. 2005/.

Det planerade driftområdet och bergmasseupplaget ligger inom ett avrinningsområde som av /Brunberg et al. 2004/ benämns "Forsmark 1/2". Avrinningen från barackbyn sker i huvudsak österut mot Asphällsfjärden, med undantag för dess västra ände som istället avrinner mot sjön sydväst om barackbyn. Sjön har inget namn men kallas i denna rapport hädanefter för Tjärnpussen. Det utvalda området för bergmasseupplaget är väl avgränsat. Avrinningen härifrån sker via Tjärnpussen mot kylvattenkanalen (se bilaga 2).

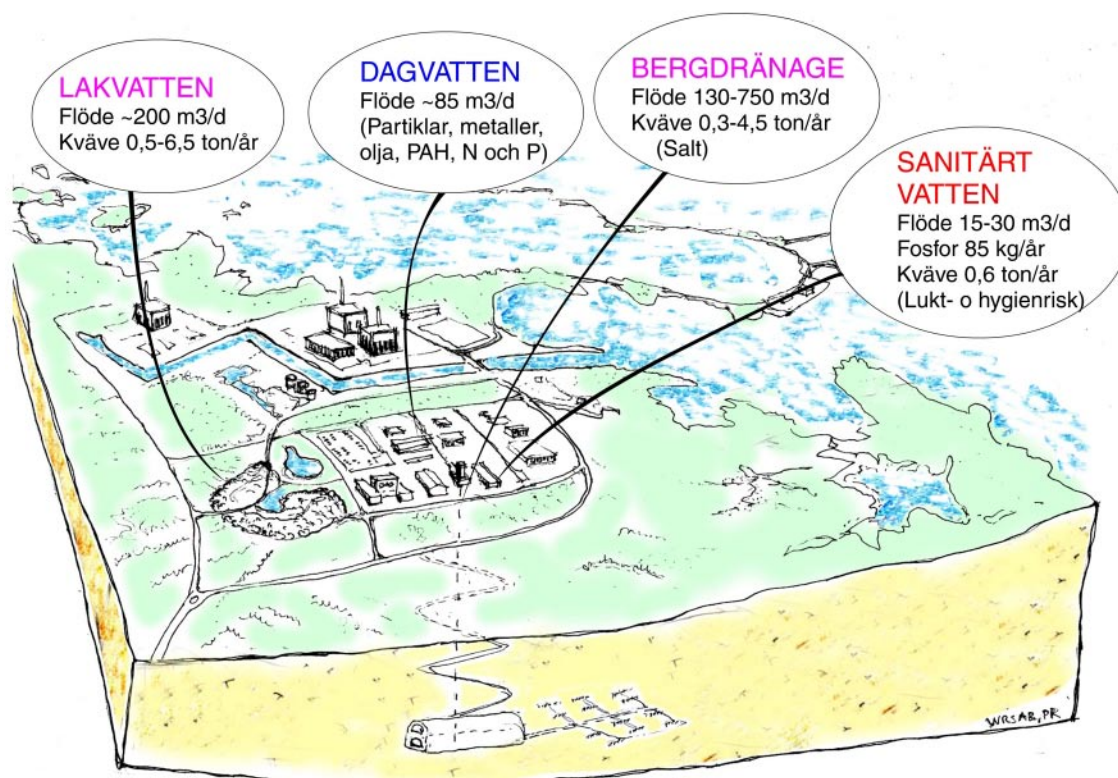
3.2 Uppkomst och mängder av förorenat vatten

3.2.1 Sanitärt avloppsvatten

Det sanitära avloppsvattnet som uppstår vid slutförvaret härrör från användning av toaletter, urinoarer, handfat, pentryn, tvättställ och duschar i driftområdets personal-, drift- och besöksanläggningar, samt sanitära installationer nere i slutförvaret. De största mängderna spillvatten produceras ovan mark, 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. Åtskillnad har gjorts mellan heltidsanställda, externa arbetare och sådana som kommer på studiebesök. Åtskillnad har även gjorts mellan administratörer (kavajer) och driftpersonal (overaller). Skälet till detta är att dessa båda personalkategorier kommer att producera olika mängder spillvatten (avloppsfraktioner) bland annat till följd av att endast driftpersonalen förväntas duscha på arbetsplatsen.

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



Figur 3-2. 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 Infarten anger var olika vattenströmmar uppstår, hur stora de är och hur stora föroreningsmängder de transporterar.

Tabell 3-1. Antal personer som antagit kommer att vistas i området och bidra till produktion av spillvatten och avloppsfraktioner, samt ungefärlig närvarotid.

	Byggskede (antal)	Driftskede (antal)	Vistelseid (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

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 schablonsiffror 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 klosettvattningsortering) sker en uppdelning av vatten och föroreningsmängder. Detta innebär att flöden och föroreningsmängd i spillvattnet ändras.

Flöden

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

I tabellen nedan redovisas specifik spillvattenproduktion för respektive personkategori, samt beräknat maxdygnsflöde 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 dygnspillvattenflödet, T_s är tiden av dygnet för spillvattenflöde (timmar), Q_d är det inläckande dygnsflödet 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.

Tabell 3-2. Specifik spillvattenproduktion för olika personkategorier, spillvattenflöde vid högbelastning under byggskede samt dimensionerande flöde.

Specifik spillvattenproduktion	Enhet	Blandat avlopp (WC och BDT)	Urinsortering
Heltidspersonal	l/pd	63	56
Extern personal (transporter, mm)	l/pd	8	8
Studiebesökare	l/pd	10	9
Spillvattenflöde vid högbelastning (Qsl)	m ³ /d	32	29
Inläckage totalt (Qd)	m ³ /d	5	5
Dimensionerande flöde (qdim)	m ³ /h	2,9	2,6

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 fosfor i tvättmedel. När detta förbud implementerats kommer schablonsiffrorna att ändras något. Det innebär för spillvattenhanteringen i SKB:s planerade verksamhet bland annat att mindre mängder fosfor genereras än de som här redovisas, framförallt i BDT-fraktionen.

I tabellen nedan anges föroreningsbelastningen i sanitärt vatten från det planerade slutförvaret. Av tabellen framgår bland annat att källsortering marginellt minskar BOD-belastningen medan mängden näring reduceras kraftigt.

Ett motiv för införande av källsorterande avlopp är som framgår av tabellen ovan att mängden näring till spillvattnet kan minskas och därmed behovet av och kostnader för rening. Ett annat skäl är att bibehålla växtnäring så ren och koncentrerad som möjligt för att underlätta återföring till jordbruk. Tabellen nedan visar förväntade mängder och näringsinnehåll i urin.

Tabell 3-3. Dimensionerande föroreningsbelastning i spillvattenfraktionen för studerade spillvattensystem i Forsmark, samt årsmängder av de olika föroreningar som tillförs avloppsvattnet med olika system.

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

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

Avloppsfraktion	Mängd (m ³ /år)	Fosfor (kg/år)	Kväve(kg/år)
Urinlösning	85	60	515

En sammanfattning av redovisade siffror är att verksamheten ungefär motsvarar 115 person-ekvivalenter (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 urinering.

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-, spräng- och schaktarbeten. Bruksvattnet består i huvudsak av spolvatten som används för att spola av berget för att göra det möjligt att återuppta arbetet efter sprängning. På grund av sprängmedelsanvändningen kommer spolvattnet att förorenas med kväve i form av nitrat och ammonium (lika delar).

Uppfordring av bergdränagevattnet till marknivån sker stegvis om ca 100 höjdmeter åt gången. Från centralområde och deponeringsområde pumpas vattnet från ca 500 meters djup, medan vatten som läcker in i tunneln (rampen) uppsamlas vid varje 100-metersnivå. Vid marknivån tryckutjämnas vattnet samt pH-justeras eventuellt. Vattnet är ca 14 grader varmt och innehåller sålunda mycket värmeenergi. En del av denna växlas över med värmepump för uppvärmning av lokalutrymmen.

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 bergdränaget kommer före uppfordring att passera sedimentationsbassänger och oljeavskiljare.

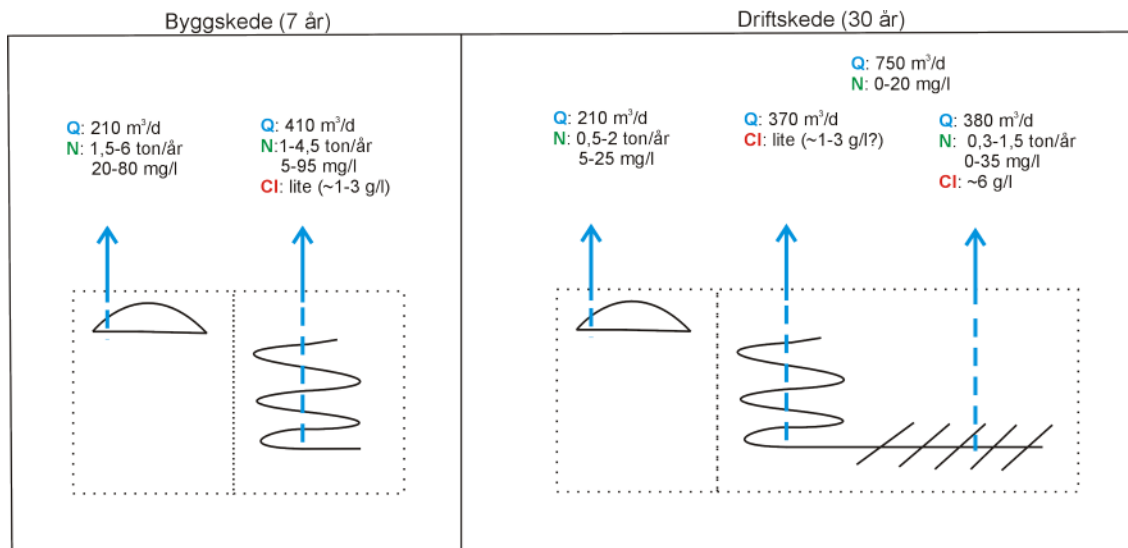
Grundvattnets och bergdränagets salthalt ökar med djupet ner i berggrunden. På 500-metersnivån förväntas salthalten som mest vara ca 0,7 % (= 7 g Cl⁻/l). Detta är ungefär samma salthalt som i Östersjöns vatten utanför Forsmark.

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/. Maximalt alstras 150 m³ släckvatten per timme vid brandbekämpning. Momentant är alltså släckvattenflödet långt större än bergdränaget.

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

- | | |
|---------------------------------------|--|
| • Inläckage grundvatten: | 2,5–8,5 l/s |
| • Uttag fast berg, byggskede, 7 år: | 714 000 m ³ |
| • Uttag fast berg, driftskede, 30 år: | 1 041 000 m ³ |
| • Spolvattenbildning: | 0,08–0,16 m ³ vatten/m ³ fast berg |
| • Åtgång sprängmedel: | 2,2 kg/m ³ fasta bergmassor |
| • Kväveinnehåll: | 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 3-3 nedan. Antaganden och beräkningar återfinns i sin helhet i bilaga 5.



Figur 3-3. Bergdränage och lakvatten – förväntade flöden och föroreningsinnehåll vid det planerade slutförvaret under bygg- respektive driftskede. Som framgår av figuren produceras mest föroreningar (kväve) under byggskedet medan flödet är större vid driftskedet. Det mesta kvävet förväntas hamna i lakvattnet.

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 denna utredning har gällt att upplaget påbörjas då byggskedet inleds och att det sedan byggs upp successivt 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 väl avgränsad inom ett drygt 30 ha stort avrinningsområde, varför utspädning av lakvattnet med ovidkommande vatten från omgivande mark endast kommer att ske i begränsad omfattning. Vid beräkningar av lakvattenflödet har hela avrinningsområdets vatten antagits komma att sammanblandas med lakvattnet. Mängden lakvatten som bildas styrs i första hand av nederbörds mängd och avdunstning, men också till viss del av graden av ytavrinning i upplaget. Årsmedelflödet har beräknats till 76 000 m³/år, vilket motsvarar ca 210 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 3-3.

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 byggnader och gator som är anpassad till platsens topografi, kan kulvertering undvikas och stora kostnader sparas.

Senare decenniernas 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 uppkomsten av dagvatten motverkas, intensiteten i toppflödena sjunker och avrinnande vatten i hög grad tvingas passera och delvis infiltrera bevuxen mark där partiklar kan avfiltreras och sedimentera, samt föroreningar bindas in eller brytas ned.

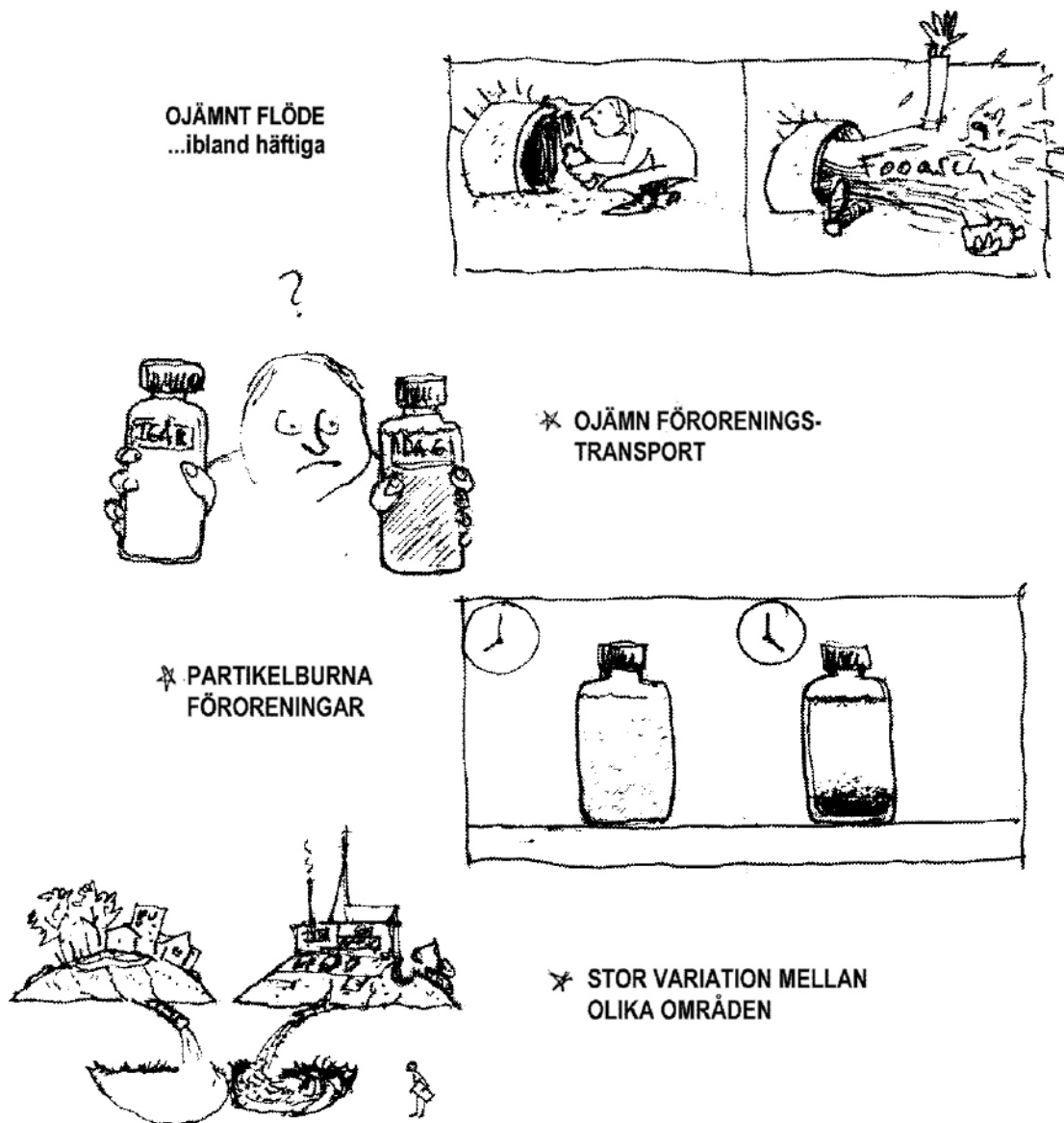
I dagvattnet från driftområdet kan framför allt inerta smutspartiklar förväntas, det vill säga kisel- damm och annat bergkrossrelaterat material. Dessa partiklar är inte giftiga i sig men kan ändå få negativa effekter på närliggande vattenmiljöer genom grumling och efterföljande sedimentation på undervattensvegetation och 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.

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.

Avrinningen från barackbyn sker i huvudsak österut mot Asphällsfjärden, med undantag för dess västra ände som istället avrinner mot Tjärnpussen i sydväst.

Exploateringen innebär att barackbyn förvandlas till industriområde. Detta förväntas öka graden av hårdgjorda ytor något, men i första hand markanvändningens art så att avrinningens storlek, variation och föroreningsinnehåll ökar. För att kunna göra en prognos av exploateringens inverkan på dagvattenflöden och föroreningsmängder har schablonberäkningar för dagens och morgondagens situation gjorts. Vid beräkning har barackbyn klassificerats som villaområde och driftområdet som industriområde. För ytterligare beskrivning av beräkningsmetod och använda indata hänvisas till bilaga 7.

Typiskt för dagvatten



Figur 3-4. Det är kännetecknande för dagvatten att flöden och föroreningstransporter varierar kraftigt. (Teckning P. Ridderstolpe, WRS Uppsala AB).

Beräkningar visar att i det fall inga LOD-åtgärder vidtas kommer de årliga föroreningstransporterna att öka med i storleksordningen 3–7 gånger, för olja med över 10 gånger. Framförallt påverkas dagvattnets innehåll av tungmetaller och olja. Zinkutsläppen uppgår till exempel till 8 kg per år och olja till ca 80 kg per år. Resultaten från utförd beräkning finns sammanställda i tabell 3-5 nedan.

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
Barackbyn	10	2,5	15 625	3	22	1	0,2	0,3	1	0,1	0,1	8	6	9
Driftområde	10	5,0	31 250	9	56	3,1	0,9	1,4	8	0,4	0,5	47	78	31
Förändring		2,5	15 625	6	34	2,4	0,8	1,1	7	0,4	0,4	39	72	22
Förändring, ggr		2	2	3	3	4	6	5	7	7	5	6	13	3

3.3 Recipienter

De förorenade vattenströmmarna som uppkommer vid det planerade slutförvaret 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 de aktuella ytvattenrecipienterna i anslutning till det planerade driftområdet och bergmasseupplaget vid Infarten. Recipienterna utgörs av ”Tjärnpussen” och ”Rudiment-diket”, Asphällsfjärden, kylvattenkanalen, biotestsjön, och Öregrundsgrepen. Med undantag för ”Tjärnpussen” och ”Rudiment-diket” är samtliga Östersjörecipienter.

3.3.1 Tjärnpussen och Rudiment-diket

Det planerade området för bergmasseupplaget ligger inom ett väl avgränsat avrinningsområde runt en tjärn som vi här har kallat ”Tjärnpussen”. Avrinningsområdet har uppskattats till drygt 30 ha, där sjön ligger i den nordöstra delen. Tillsammans med ett mer centralt beläget kärrmarksparti utgör sjön ett nordostligt avrinningsstråk som omgärdas av barrskogsklädda, ca 10 m höga bergryggar i väster och söder. I öster och sydost är topografin flackare. Här ligger bland annat barackbyn vars västra del bedöms avvattnas mot sjön. Den sydöstra delen av avrinningsområdet täcks av barrskog.

Tjärnpussen har karaktären dystrof tjärn. Speciellt i södra delarna växer utbredda bestånd av bladvass som expanderat ut i sjön på flytande rotmattor (figur 3-5). Varken tjärnen eller kärrmarksområdet har utpekats som värdefulla vid de naturinventeringar som gjorts i Forsmarksområdet. Inga naturvärdesområden eller nyckelbiotoper finns i övrigt utpekade här heller.

Utloppet från Tjärnpussen sker norrut mot infartsvägen. Ingen vägtrumma tycks finnas i vägen. Troligen sker vattnets passage diffust genom den högt uppbyggda vägbanken. Norr om vägen kommer vattnet åter fram i ett dike som löper i nordlig riktning väster om invallningen runt oljedepån. Detta dike, här kallat ”Rudiment-diket”, löper ett hundratal meter innan det tar slut. Vattnets exakta fortsatta väg kunde inte avgöras vid fältbesöket. Troligen tar sig vattnet diffust fram den sista sträckan till kylvattenkanalen.

3.3.2 Östersjörecipienterna – Asphällsfjärden, kylvattenkanalen, biotestsjön och Öregrundsgrepen.

Asphällsfjärden utgör recipient för FKA:s avloppsreningsverk och förser också kärnkraftverket med kylvatten via kylvattenkanalen. Den öppna fjärden är väl ventilerad, inte minst tack vare det stora kylvattenintaget. Utspädning av utgående avloppsvatten bedöms ske mycket snabbt. Asphällsfjärden utgör en bra recipient ur smittskyddshänseende.

Kylvattenintagskanalen leder kylvatten till kärnkraftverket. Flödet uppgår till ca 20 m³/s och är alltså mycket stort. Den anlagda kanalen bedöms ha ringa eller inga naturvärden. För driften av kärnkraftverket ställs vissa krav på kylvattnets kvalitet. Det får inte förorenas med olja eller partiklar som kan sätta igen kylvattensystemet.



Figur 3-5. "Tjärnpussen" ligger mellan de planerade områdena för bergmasseupplaget och driftområdet vid läge Infarten. Sjön är under igenväxande av bladvass som expanderar in mot mitten på flytande rotmattor. Inga naturvärden är noterade i området. (Foto D. Stråe, WRS Uppsala AB.)

Utsläppet av det uppvärmda kylvattnet sker i den så kallade biotestsjön, vilken i sin tur mynnar i Öregrundsgrepen. Öregrundsgrepen för en stark ström av vatten söderut, en ström som ibland kallas för Dalälvens förlängning i Östersjön. Vattnet i Grepen bär nämligen i sin flora och fauna och kemiska sammansättning spår av Dalälvens vatten. Primärproduktion i Grepen är i huvudsak reglerad av fosfor.

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 avloppshanteringen

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, ”Tjärnpussen”, tillsammans med bergdränage och dagvatten från området. Utspädningsgraden riskerar att bli liten i jämfört med situationen i en välventilerad recipient som Asphällsfjärden. 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 nedan). 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 /Naturvårdsverket 1996/.

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

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 avloppsflöden 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 klosettavatten ingår i systemet.

Praxis i Sverige under 1990- och 2000-talet har varit att avloppsreningsverk över 10 000 pe längs med västkusten samt utmed ostkusten upp till Norrtälje skall uppnå minst 50 % kvävereduktion. Längre norrut bedöms kvävet roll för övergödningen vara obetydlig. Primärproduktionen regleras där alltså i första hand av fosfor. Havsområdet utanför Forsmark representerar alltså ett övergångsområde där fosfor normalt reglerar produktionen men kväve periodvis kan ha betydelse. Sådana perioder kan uppkomma i samband med uppvällning längs kusterna, då syrefattigt och fosforrikt bottenvatten trycks upp till ytan (väller upp). Undersökningar i Östhammars södra skärgård samt Norrtäljes skärgård har visat att kväve-/fosforkvoter tenderar att sjunka under sensommar och höst till nivåer som kan innebära att kväve blir reglerande för produktionen /Ridderstolpe 1991, Larsson et al. 1990/. Naturvårdsverket generella policy är också att de totala utsläppen av både fosfor och kväve till Egentliga Östersjön bör minskas /Naturvårdsverket 2006b/. Bedömningen är att enkla åtgärder för kväverening är motiverade och rimliga. Vad som är en rimlig åtgärdsnivå bör bedömas i förhållande till andra åtgärder för att minska kväveutsläppet till Östersjön. Här föreslås att minimikravet skall vara 25–30 % kvävereduktion.

Vid sidan om sin gödande effekt kan ammonium tära på vattnets syretillstånd. Det beror på att ammonium oxideras till nitrat och då förbrukar löst syre ur vattnet. Vid överföring till befintligt reningsverk uppstår syretäringen i Asphällsfjärden. Denna recipient är dock så välventilerad och att den ej kommer att påverkas av ammoniumutsläppen. Inget motiv för att ställa krav på nitrifikationsgrad föreligger alltså (motsvarar Naturvårdsverkets råd vid normal 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 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 investerings- och driftkostnad (annuitetskostnad) ej avvika markant från normal kostnadsnivå vid anslutning till kommunalt VA (för kostnadsnivåer, se figur 4-1).

<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. ** 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>Byggnad 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 allvarlig 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.

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 angett att teknik som tillämpas för slutförvaret ska vara provad 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

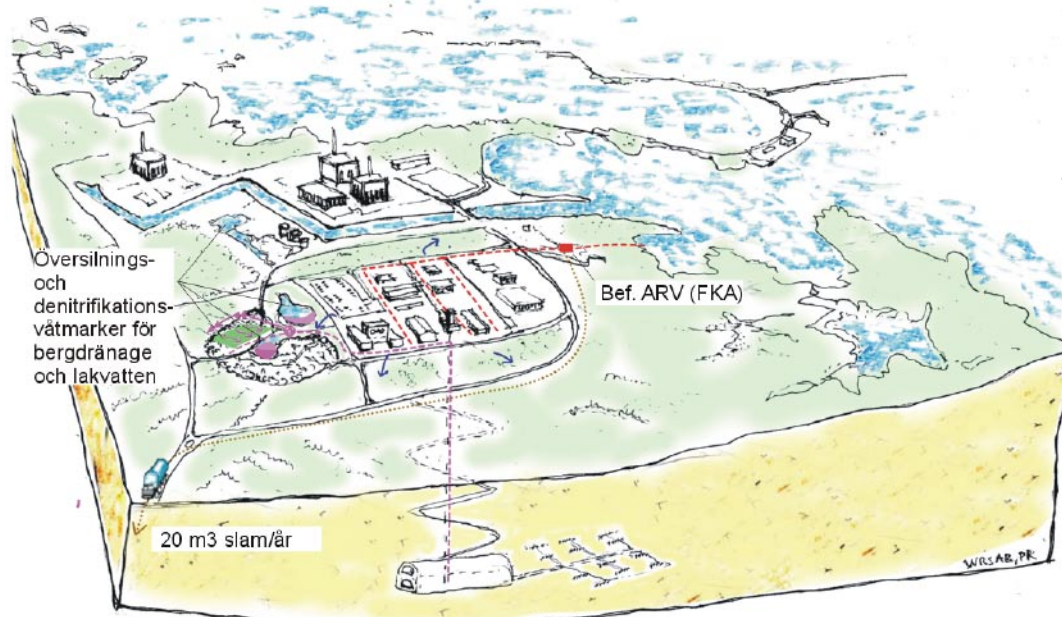
Toaletter och urinoarer som ingår i systemet måste uppfylla gängse krav på komfort, användarvänlighet och teknisk tillförlitlighet.

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 ovan redovisats har tre 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*).



Figur 4-2. Alternativ 1. Anslutning av spillvatten till befintligt ARV (FKA).

Alternativ 1. Anslutning av spillvatten till befintligt avloppsreningsverk (FKA)

Beskrivning av systemlösning

Med detta alternativ uppsamlas sanitärt avloppsvatten (spillvatten) från toaletter, duschar, kök och andra våtutrymmen inom driftområdet och leds till FKA:s reningsverk för behandling. Reningsverket är placerat strax öster om det planerade driftområdet. I reningsverket behandlas för närvarande spillvatten från personalbyggnader vid kärnkraftverket och barackbyn. Behandling sker med mekaniskt, biologiskt (aktiv slam) och kemiskt reningssteg (fällning med järnklorid). Slutbehandling av vattnet sker med sandfilter. Slammet avvattnas och stabiliseras med kalk på plats. Reningseffekten är i dagsläget god med utsläpp av låga resthalter. Reningsverket är dimensionerat för 1 000 pe och bedöms ha kapacitet för att även omhänderta spillvatten från slutförvaret.

Utformning, dimensionering och lokalisering

Inom driftområdet byggs uppsamlingssystemet på traditionellt sätt. Så långt möjligt nyttjas självfall och ledningar samförläggs 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 byggs självfallssystem med markrör av liten dimension (DN 110 och DN 160).

Ledning till reningsverket finns redan eftersom barackbyn är uppkopplad på reningsverket. Sannolikt kan befintligt överföringsledning användas, men närmare undersökning av detta har inte gjorts inom ramen för denna utredning.

Drift och hantering av restprodukter

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

I reningsverket produceras ett grovrens, vilket deponeras. Kemiskt och biologiskt slam avvattnas med centrifug och mellanlagras efter kalktillsättning på betongplatta utanför reningsverket. Slammet avyttrades tidigare till jordbruk men deponeras i dag på tipp. Möjligheter finns att återgå till en slamhantering som medger kretslopp av närsalter (framför allt fosfor). Processen med kalkstabilisering ger slammet ett mervärde som jordförbättringsmedel.

Behandlat vatten från reningsverket förs i dag med ledning ut till Östersjön nära inloppskanalen till kraftverket. En möjlighet som bör studeras är att föra utgående vatten från reningsverket (allt eller delar av vattnet) till behandlingen för bergdränage och lakvatten. Detta vatten är mycket fattigt på andra näringsämnen, men innehåller kväve som man önskar avlägsna. Tillförsel av näring via utgående vatten från reningsverket skulle ha en gynnsam effekt för denna kvävereduktion genom att stimulera de nitrifierande och denitrifierande bakterierna och öka mängden kolkälla som behövs för kväveomvandlingen.

Miljö och ekonomi

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

Om utgående vatten från reningsverket pumpas till behandlingen för bergdränage och lakvatten skulle restämnen föras till denna plats. Tillförseln av restfosfor och andra närsalter i spillvattnet har i princip enbart gynnsam effekt på kvävereduktionen. Med stimulerad kväveomvandling och möjligheter för inbindning av fosfor i biota och sediment skulle sambehandlingen minska de

samlade utsläppen av gödande ämnen till havet. Negativa effekter av sambehandling uppkommer om näringsnivån skulle bli allt för hög i den lokala recipienten Tjäarpussen. Möjligheter finns dock att balansera näringsnivån genom att valfri mängd vatten pumpas till sambehandling och gemensam bortledning.

Om spillvattnet efter rening släpps ut i Asphällsfjärden kan ingen retention tillgodoräknas efter rening. Restmängder av fosfor (ca 5–10 kg per år) och kväve (ca 250–300 kg per år) från reningsverket kommer därför att bidra till algproduktionen i Östersjön, men god ventilation i Asphällsfjärden gör effekterna osynliga.

Ett genomförande av alternativet förutsätter FKA: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.

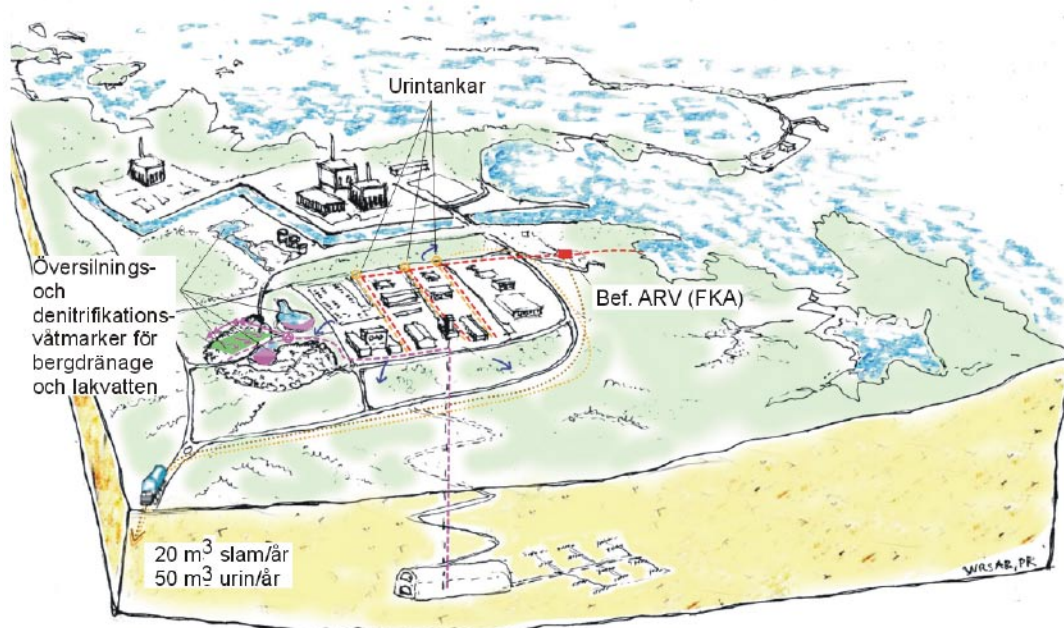
Eftersom befintligt reningsverk ligger nära driftområdet och ledningssystem från driftområde till reningsverket redan finns på plats är kostnaden för uppkoppling till reningsverket låg. Investering för byggande av uppsamlingssystem och överföringssystem uppskattas till ca 1,7 mnkr. Osäkerheten gäller delvis kostnader för ledningsdragning men också kostnader för anslutning. I vår kalkyl har anslutningskostnaden satts till 500 000 kr, vilket motsvarar kostnaden vid kommunal anslutning för fem hushåll.

Driftkostnaden är uppskattad till ca 55 000 kr per år baserat på ett å-pris per kubikmeter behandlat vatten om 5 kr. Denna siffra baseras på erfarenhet från större reningsverk och är sannolikt lågt satt.

Den totala årskostnaden uppskattas till knappt 170 000 kr.

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

Krav	Uppfyller krav	Kommentar
Smittskydd	Ja, aktuell riskbild förändras ej.	Smittämnen överförs till FKA:s avloppsreningsverk varför hygienrisken är liten inom driftområdet. Vid utsläppet i havet späds kvarvarande smittämnen snabbt till låga nivåer. Tillfört vatten från slutförvaret förändrar ej riskbilden i recipienten.
Recipientskydd	Ja, men restmängder av fosfor och kväve kommer att göda havet.	Efter behandling i FKA:s ARV släpps vattnet ut i Asphällsfjärden som är en mycket väl ventilerad recipient. Restmängder av fosfor (ca 5–10 kg/år) och kväve (ca 250 kg/år) kommer bidra till algproduktion men varken lokalt eller regionalt är effekterna mätbara.
Hushållning och återvinning	Ja, goda möjligheter finns med förändrad slamhantering.	Producerat slam i reningsverket har tidigare används inom jordbruk men förs i nuläget till deponi. Möjligheter finns att utveckla slamhanteringen så att näringsämnen och jordförbättrande ämnen kan nyttiggöras för odling. Kalkinnehåller i slammet ökar forsorns växttillgänglighet och ger jorden kalkeffekt.
Ekonomi	Ja	Årskostnad: 170 000 kr (invest: 1,7 mnkr, drift: 55 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. En viss flexibilitet finns för både ökande och minskande belastning.
Användar-aspekter	Ja.	Systemet är användarvänligt.
Ansvar och kontroll	Ja.	Långtidsavtal med FKA krävs. Skötsel och miljökontroll blir del av FKA:s verksamhet.
Övrigt	Ja.	Systemet kommer ej medföra någon negativ påverkan. Ev. nyttjande av utgående vatten för kvävereduktion av bergdränage och lakvatten ger mervärde.



Figur 4-3. Alternativ 2. Anslutning av spillvatten till befintligt avloppsreningsverk (FKA) i kombination med urinsortering.

Alternativ 2. Anslutning av spillvatten till befintligt ARV i kombination med urinsortering

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 urinsorterande toaletter och efterföljande system för uppsamling av urin kan växtnäringen behållas i stort sett så som den lämnat kroppen. Den urin som uppsamlas är en koncentrerad och välbalanserad växtnäringslösning som är i det närmaste 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. Flödet minskar genom att färre toalettbesök genererar spillvatten. Den minskade belastningen innebär en viss besparing av främst kemikalier i reningsverket.

Urinsortering är som mest effektiv på arbetsplatser och andra anläggningar där människor vistas under sin verksamhet 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/.

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. Uppsamlingsystem för urin byggs på likande sätt som för uppsamling av blandat spillvatten. Dock kan klenare rördimensioner användas. Till skillnad från spillvattenledningarna skall urinledningarna ej 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.

Reningsprocessen i det befintliga reningsverket tillgodoser väl behovet av rening. Att spillvatten har avlastats näringsmängder ger en viss kostnadsbesparing framförallt till följd av minskad kemikalieförbrukningen för fällning.

Urinsortering ger en så hög fosforavskiljning att kemisk fällning egentligen är onödig. Som ett alternativ till rening i befintligt reningsverk finns möjligheten att bygga en enkel teknik för lokal biologisk rening. En sådan möjlighet beskrivs kortfattat under alternativ 3 nedan.

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.

Framledning och uppsamling av urin innebär om systemet byggs 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 urinsorteringsprincipen tål relativt långa transporter (ca 3 mil i enkel riktning), varför tillgång på mark för avsättning sällan är ett problem.

Vid behandlingen i reningsverket innebär anslutningen av SKB:s vatten att mer slam än i dagsläget kommer att produceras. Med likartad slamhantering som i dag uppskattas tillkommande mängd slam till 20 m³ slam per år. Som tidigare nämnts deponeras slam från reningsverket men möjligheter finns att göra hanteringen mer kretsloppsanpassad.

Miljö och ekonomi

Urinsortering i kombination med rening av spillvatten i reningsverket ger hög potential för kretslopp och hög avskiljning av samtliga föroreningar. Kravspecifikationens ambitioner bedöms uppfyllas i alla delar.

Urinsorterande VVS-installationer medför något större risker för lukt eller andra olägenheter än ett vanligt avloppssystem. Med korrekt utförande vid installation och skötsel av toaletter/urinoarer och uppsamlingsystem är risken för olägenhet liten.

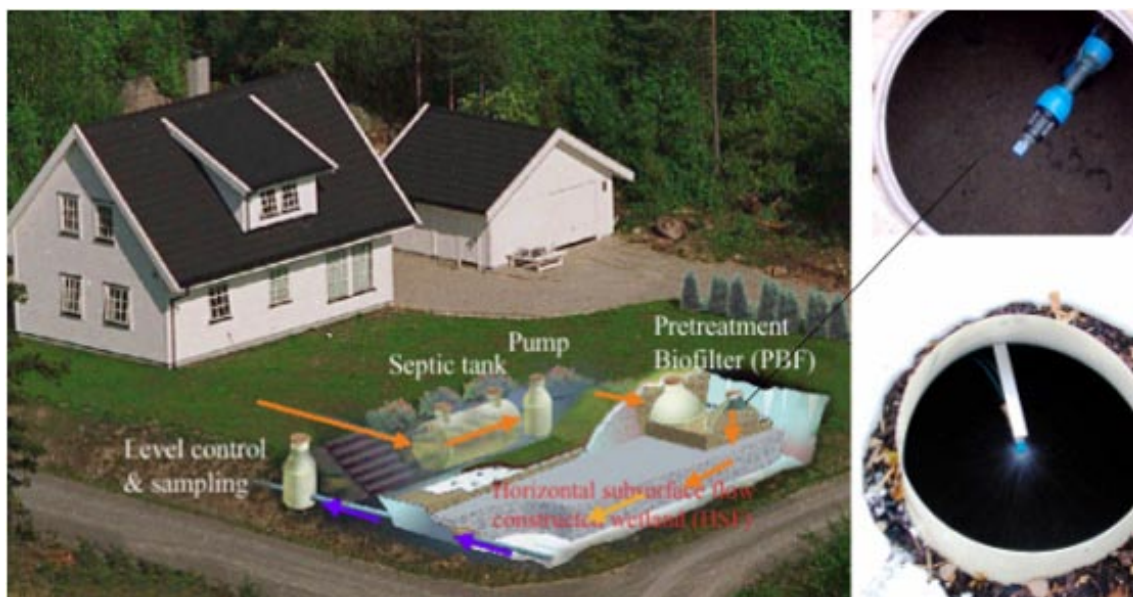
Merkostnaden för att komplettera av spillvattenhantering med urinsortering uppskattas till 35 %. Investeringarna uppskattas till 2,3 mnkr och driftkostnaden till 80 000 kr per år ger en årskostnad om ca 230 000 kr.



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

Tabell 4-3. Utvärdering enligt kravspecifikation – alternativ 2) Anslutning av spillvatten till befintligt ARV i kombination med urinsortering.

Krav	Uppfyller Krav	Kommentar
Smittskydd	Ja.	Som alternativ 1.
Recipientskydd	Ja.	Urinsorteringen avskiljer merparten av fosfor och kväve vid källan. Detta tillsammans med behandling i reningsverk och god ventilation i Asphällsfjärden ger högt recipientskydd.
Hushållning och återvinning	Ja, stor potential finns för återvinning av samtliga växtnäringsämnen.	Den uppsamlade urinlösningen kommer innehålla ca 70 % av inkommande fosfor och över 80 % av kvävet. Dessa och övriga växtnäringsämnen kan återföras till åkermark. Näring är växttillgänglig 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. Med utvecklad slamhantering kan merparten av växtnäringsämnen återföras kretslopp.
Ekonomi	Ja.	Årskostnad: 230 000 kr (investeringar: 2,2 mnkr, drift: 80 000 kr/år). Kostnad för tillsyn och underhåll (av urinsortande 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.
Användaraspekter	Ja, men kräver information.	Många människor är ovana vid urinsortande toaletter. Med information är acceptansen god och risken för felanvändning liten. Urinoarer är vanliga på många herrtoaletter. Vattenfria urinoarerna är väldesignade 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.



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

Alternativ 3. Urinsortering i kombination med lokalt omhändertagande av spillvatten

I det fall anslutning till befintligt reningsverk inte är möjligt föreslås en lokal hantering baserad på urinsortering och biologisk behandling i biofilterbädd. 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.

Placering av filterbädden kan ske i anslutning till kärrområdet vid bergmasseupplaget så att utgående vatten kan sambehandlas och bortledas tillsammans med bergdränage och lakvatten. En sådan lösning ger en synergieffekt motsvarande den som beskrivs för alternativ 1.

Alternativet har inte studerats i detalj, varför kostnader ej beräknats. I Oskarshamnsfallet, där befintligt reningsverk ligger på ca 3 km avstånd, befanns alternativet billigast av sex undersökta alternativ. I det fallet framräknades en årskostnad om 230 000 kr, vilket alltså är i nivå med föregående alternativ.

4.1.3 Slutsatser rörande hantering av sanitärt avloppsvatten

I avsnittet ovan har tre olika alternativ redovisats för hantering av sanitärt avloppsvatten. 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 sådan sammanvägd värdering bör göras av verksamhetsutövaren, det vill säga SKB. Inom ramen för denna utredning har en allmän sådan värdering gjorts, dock inte specifikt för fallet Forsmark.

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

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

4.2.1 Reningsbehov, behandlingsbarhet och rimlighet

De årliga kvävemängder 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 kvävet i det orenade spillvattnet 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 och vad som kan anses vara rimliga åtgärder skall dock alltid göras i förhållande till den lokala recipienten. Som beskrivits tidigare är primärproduktionen i samtliga de aktuella recipienterna i första hand reglerade av fosfor. Avvikelse bedöms dock inte kunna uteslutas i de aktuella Östersjörecipienterna under perioder av året. Bedömningen är att åtgärder för kväverening är motiverade.

Oavsett den potentiella gödningseffekten har ammonium en syretärande effekt i vatten. Det beror på att ammonium ofrånkomligen nitrifieras (oxideras till nitrat) i ytvatten och då förbrukar löst syre ur vattnet. I det aktuella fallet bedöms dock denna effekt endast beröra Tjärnpussen. Syretillståndet i de andra recipienterna bedöms inte kunna påverkas av ammoniumutsläppen, oavsett tid på året. Eftersom värdet av djur- och växtliv i Tjärnpussen är begränsat och risk för svavelvätebildning ej föreligger på grund av den goda tillgången på nitrat, är slutsatsen att inget specifikt behov av att minska ammoniummängderna i lakvatten och bergdränage föreligger. Nitrifikation är motiverad endast som en del i behandlingen för totalkvävereduktion.

Behandlingsbarheten för de aktuella vattnen är koncentrationsberoende och fungerar effektivare vid högre halt. För att vara behandlingsbar i teknisk mening måste kvävehalten i vattnet åtminstone uppgå till ca 15 mg/l, helst 20 mg/l. Bergdränagevattnets behandlingsbarhet kommer troligen att vara god under byggskedet (förväntat intervall: 5–95 mg N/l). Under driftskedet blir kvävehalterna troligen lägre och kan ligga i nivå med vanligt åvatten (0–20 mg N/l), vilket innebär att vattnet kan vara behandlingsbart i teknisk mening, men att det är högst osäkert. Lakvattnet från bergmassetippen förväntas ha en halt på 20–80 mg N/l under byggtiden vilket gör behandling fullt möjlig. Halten på 5–25 mg N/l under driftskedet, gör däremot behandling mer osäker.

Vid val av ambitions- och kostnadsnivå bör en rimlighetsbedömning göras genom att jämföra med vad andra åtgärder för minskade kväveutsläpp i samhället kostar. I större kommunala avloppsreningsverk ligger kostnaden vid utbyggnad i befintligt reningsverk 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.

Tabell 4-4. Teknisk behandlingsbarhet med avseende på kväve för lakvatten och bergdränage.

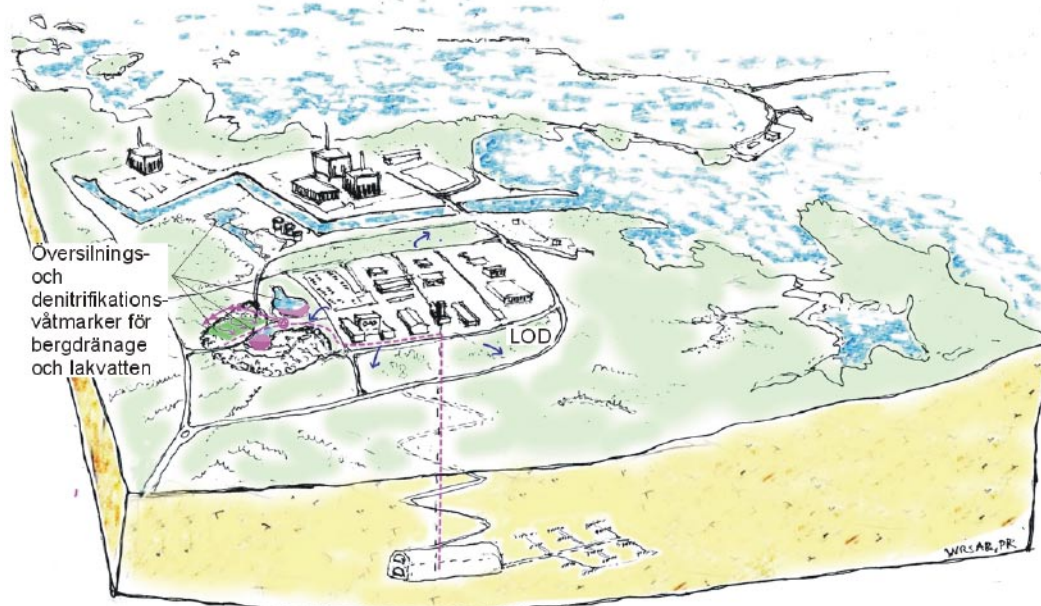
	Byggskede	Driftskede
Lakvatten	God (20–80 mg/l)	Osäker även i naturnära system (5–25 mg/l)
Bergdränage	Troligen god (5–95 mg/l, $Q_{\text{Bergdrän}} = 2Q_{\text{Lakv}}$)	Osäker även i naturnära system (0–20 mg/l, $Q_{\text{Bergdrän}} > 40Q_{\text{Lakv}}$)

Vid brand i slutförvaret räcker ordinarie sedimentations- och oljeavskiljande kapacitet i uppförings-systemet inte till. Brandrester i släckvattnet i form av partiklar och giftiga substanser kommer att föras med dränagevattnet upp ur underjorden. Föroreningarna bedöms komma att påverka miljön i kärrområdet och Tjärnpussen negativt i den meningen att reningsprocesserna där tillfälligt störs. Biologin i det behandlingssystem som föreslås är dock tåligt och kommer att återhämta sig snabbt efter eventuell giftpåverkan. I förhållande till de större recipienterna är den potentiella mängden föroreningar liten och avståndet långt, varför de inte kommer att påverkas negativt. Det föreligger heller ingen risk för negativ påverkan av kylvattnets kvalitet som kylvatten för kärnkraftverket (fritt från sotpartiklar, skum och olja).

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 hänsedden.

I utredningen rekommenderades även att undersöka möjligheten till utbyggd kväverening i befintligt reningsverk, något som kunde vara lämpligt i det fall det fanns lediga bassängvolymmer att tillgå (reningsverk är ganska ofta överdimensionerade). Eftersom det visat sig saknas sådan ledig kapacitet bedöms dock behandling av bergdränage och lakvatten i befintligt reningsverk inte längre vara ett rimligt eller önskvärt alternativ, vare sig ur miljö- eller kostnadssynvinkel.



Figur 4-6. Föreslagen principlösning för bergdränage och lakvatten, samt dagvatten. Bergdränage från slutförvaret förs efter värmewäxling till pumpstation och beskickas pulsvis över en översilningsyta. Vattnet uppsamlas och behandlas vidare i en kärnmiljö och i "Tjärnpussen". Lakvattnet från bergmasseupplaget behandlas på liknade sätt och leds sedan tillsammans med övrigt vatten ut till kylvattenkanalen.

4.2.3 Föreslagen principlösning

Bergdränage och lakvatten

För bergdränage och lakvatten föreslås följande hantering och behandling:

Bergdränagevattnet pumpas upp från slutförvaret i steg om ca 100 m där respektive pumpsteg föregås av sedimentation och oljeavskiljning. I anslutning till uppfordringsplatsen för bergdränaget passerar vattnet en värmeväxlare för återvinning av värme. Därefter leds vattnet med självfallsledning, eller om nödvändigt med tryckledning, några hundra meter västerut till kärrområdet vid bergmasseupplaget. Kärrområdet däms upp, eventuellt med hjälp av en korsande körväg om en sådan ändå behövs, och bildar ett vattendränkt våtmarksliknande område med stor utjämningsvolym. Bergdränaget blandas här med lakvatten från bergmasseupplaget. Även om merparten av kvävet från sprängmedelsresterna förväntas hamna i lakvattnet (50–67 %) beräknas de båda vattnen ha ungefär samma halter och kan därför med fördel sammanblandas. I anslutning till invallningen/fördämningen anläggs en pumpstation varifrån det blandade vattnet pumpas till en anlagd översilningsyta belägen på eller i anslutning till bergmasseupplaget.

Påförsel av vatten för översilning, beskickning, sker i intervaller så att markytan växelvis blötläggas 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 bindningsytor 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.

Att sammanblanda vattnen och översila det utjämnade flödet ger en stor teknisk fördel då detta löser problemet med det varierande lakvattentillflödet som naturligt följer av variationer i nederbörd och avsmältning. Dessutom kommer bergdränagets kvarvarande värmeinnehåll att hålla uppe temperaturen och den biologiska aktiviteten i lakvattnet och därigenom förbättra dess behandlingsbarhet under den kalla årstiden.

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

Översilningen dimensioneras så att vattnet kan recirkuleras flera gånger i förhållande till årsflödet. Om det inte är möjligt med hänsyn till utformningen av bergmasseupplaget att ordna en tillräckligt stor översilningsyta i anslutning till kärrområdet kan ytterligare yta för översilning också anläggas i anslutning till Tjärnpussen.

I kärrområdet och Tjärnpussen, liksom i miljöerna nedströms kommer fortsatt kvävereduktionen att äga rum. De permanent vattenfyllda våtmarksmiljöerna utgör främst miljöer för denitrifikation, men nitrifikationsprocessen fortgår också i viss mån. Denitrifikation utgör det andra steget i kväveredukeringsprocessen 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 sin tur i första hand av solljus, men också av tillgången på näring i vatten och sediment. Eftersom bergdränagevattnet är extremt näringsfattigt, med undantag av kväve, är ett visst tillskott av fosfor och andra näringsämnen önskvärt för att gynna kvävereduktionen. Ett sådant näringstillskott kan tillföras med artificiell näringslösning, men kan också erhållas från en delström av det renade sanitära avloppsvattnet.

Vattnets sälta 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).

Utloppet från Tjärnpussen måste regleras. Dessutom kan det visa sig vara nödvändigt att förbättra flödeskapaciteten genom infartsvägens vägbank som vattnet därefter ska passera. Norr om infartsvägen finns lediga markområden som om man vill, troligen relativt enkelt kan anpassas för att ytterligare behandlingsvolymerna ska erhållas. I annat fall förlängs helt enkelt det befintliga diket i lämplig riktning så att vattnet kan rinna ut i kylvattenkanalen.

Släckvatten

Eftersom en stor del av föroreningarna kan förväntas förekomma som sotpartiklar och annat partikulärt material bedöms sedimentation i kärrområdet och Tjärnpussen vara en lämplig behandlingsmetod. Någon separat hantering bedöms det inte finnas något egentligt behov av. Det enda som kan motivera en separat hantering är eventuella estetiska hänsynstaganden med avseende på Tjärnpussen. Tiden närmast efter en eventuell brand riskerar vattenmiljön i Tjärnpussen att se ogästvänlig ut.

I det fall man vill göra sådana hänsynstaganden föreslås att man möjliggör tillfällig magasinering av uppumpat vatten under släckningsarbetet på separat plats. För ändamålet behövs ett magasin som normalt är tomt och rymmer några timmars släckvattenflöde (ett antal hundra kubikmeter). Vid behov kan sedimentering förstärkas genom tillsättning av flockningsmedel. Tillfällig luftning bör också vara möjligt. Efter dekantering återpumpas klarfasen till ordinarie behandling, det vill säga till kärrområdet och Tjärnpussen.

Överföring till magasinet öppnas 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.

Kostnader

Kostnaderna för anläggande av systemet för behandling av bergdränage och lakvatten utgörs framför allt av markentreprenadarbeten för att tillskapa översilningsytor, för dämning av kärrområdet och för förlängning av diket norr om infartsvägen. Den maskinella utrustningen begränsas till pumpstation, pumpar och tillhörande styr- och reglerutrustning. Förbättring av flödeskapaciteten genom infartsvägens vägbank kan visa sig vara en kostsam åtgärd. Å andra sidan måste vägarbeten kanske ändå göras och kostnaden då fördelas på flera poster. I kostnadsberäkningen har 400 000 kr antagits för denna post. Detta kan vara i underkant, men å andra sidan kanske inte åtgärden över huvudtaget är nödvändig.

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:²

- Tidig planering – Vid en så stor förändring av markanvändningen i ett område som i det aktuella fallet, får möjligheterna för att ordna med ett lokalt omhändertagande av dagvatten anses goda. 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,

² Skrivningarna bland annat baserade på /Huddinge kommuns dagvattenstrategi 2000/.

där vattnet och dess föroreningar till stor del kan omhändertas. Det måste också finnas plats för mer samlad överskottsvatten att avledas i öppna diken och eventuella dammar för fortsatt utjämning av flöden, samt avskiljning och nedbrytning av föroreningar.

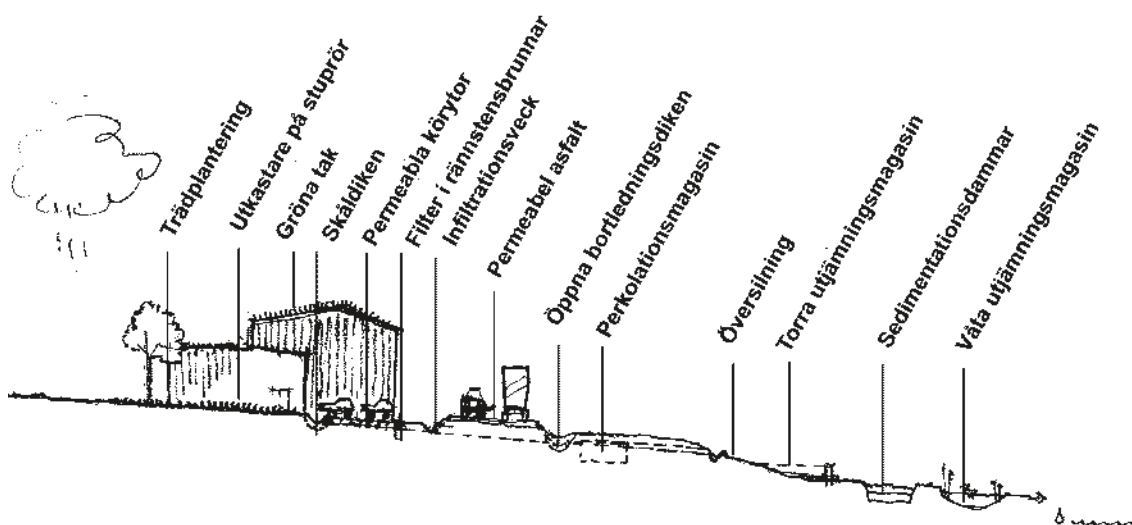
- Källor – Undvik att förorena dagvatten med främmande ämnen. Använd byggnads- och anläggningsmaterial som minimerar tillskott av tungmetaller och andra föroreningar i dagvattnet. Använd underhållsmetoder och -rutiner som tar bort skadliga ämnen innan de når dagvattnet.
- Vattenbalans – Hantera dagvattnet 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 figuren nedan illustreras olika möjligheter på vattnets väg från nederbörd till recipient. Samtliga dessa åtgärder bör övervägas och ett flertal användas i det aktuella fallet.

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

- Utjämnings- och sedimentationsmagasin anläggs i befintliga avrinningsstråk i förebyggande syfte redan i inledningskedet av byggtiden i det fall nödvändiga markarbetena riskerar medföra stora partikeltransporter med dagvattnet.
- 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.



Figur 4-7. Exempel på åtgärder för lokalt omhändertagande av dagvatten, LOD. (Teckning P. Ridderstolpe, WRS Uppsala AB.)

- 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 (ej 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.
- Husgrundsdränering kan utan fördröjning anslutas till dagvattenledning. Dag- och dränvattensystemet måste dock höjdsättas 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 dikesystem. 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. 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 ökar. Trädplantering är ett kostnadseffektivt sätt att hantera dagvatten samtidigt som det skapar biologiska och estetiska mervärden.
- Eventuella dagvattendammar bör vara tillgängliga för slambil 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 %. Dagvattnet bedöms då inte komma att få någon negativ effekt på de lokala recipienterna.

Genomförs LOD enligt ovan 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 obetydliga skador på miljön. Påverkan på inloppskanalen bedöms vara marginell och inte kunna påverka driften av kärnkraftverket.

Lokalt påverkas framförallt Tjärnpussen som i dag är en skogstjärn. Tjärnens vatten kommer att bli bräckt. I det fall utgående avloppsvatten sambehandlas med lakvatten och bergdränage, eller om man väljer lokal behandling kommer vattnet också att bli näringsberikat. Detta kommer att stimulera den makrofytiska växtligheten i kärr och strandområden, liksom tillväxten av mikroalger i dammens fria vatten. Vattnet i tjärnen kommer att få en grönare färg och siktdjupet minska, men risk för syrebrist eller lukt föreligger ej. Estetiskt sett kommer tjärnen att ändra karaktär, men inte på ett negativt sätt.

Sambehandling av behandlat spillvatten och bergdränage och lakvatten ger sammantaget minsta utsläppen av kväve och fosfor och andra föroreningar till Östersjön och sannolikt också till inloppskanalen.

Kostnaden för behandling och bortledning av de aktuella vattnen är rimliga. Investeringskostnad för system för omhändertagande av sanitärt vatten understiger 2,5 mnkr vilket tillsammans med driftkostnader ger en årskostnad på ca 200 000 kr. Kostnader för hantering av bergdränage och lakvatten ligger i samma storleksordning. Utslaget per kg reducerat kväve är motsvarar behandlingskostnaden 70 kr per 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, samt (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 ej uppstår. 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

- Närmast till hands är att koppla upp sanitärt vatten till befintligt reningsverk. Detta alternativ uppfyller uppställda miljökrav samt praktiska och ekonomiska villkor enligt föreslagen kravspecifikation.
- Urinsortering som komplement till behandling i centralt eller lokal reningsanläggning förbättrar avsevärt möjligheterna att återföra näring i kretslopp.
- Sambehandling av renat spillvatten med bergdränage och lakvatten ger förbättrad kvävereduktion och sammantaget mindre utsläpp till havet jämför med om så inte sker.

Bergdränage och lakvatten

- Platsförutsättningarna är goda för avskiljning av kväve med naturnära rening i översilningsytor, kärr och våtmarker. Behandlingssystemet kan byggas upp som en del av bortledningen via Tjärnpussen till kylvattenkanalen.
- Utsläppen av kväve till 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

- Lokalt påverkas framförallt Tjärnpussen som i dag är en skogstjärn. Tjärnen kommer att få bräckt vatten. I det fall utgående avloppsvatten sambehandlas med lakvatten och bergdränage eller om man väljer lokal behandling kommer vattnet också bli näringsberikat. Detta kommer att stimulera den makrofytiska växtligheten i kärr och strandområden, liksom tillväxten av mikroalger i dammens fria vatten. Vattnet i tjärnen kommer att få en grönare färg och siktdjupet minska, men risk för syrebrist eller lukt kommer ej att uppstå. Estetiskt sett kommer tjärnen att ändra karaktär, men ej på ett negativt sätt.

- Primärproduktionen i Asphällsfjärden är i huvudsak reglerad av fosfor. Tillförsel av kväve kommer sålunda i liten utsträckning att påverka algproduktionen i dessa vattenområden. Vikarna är relativt väl ventilerade och utgående halter av ammonium är låga. Därför föreligger ej risk för att syrgastillståndet ska påverkas negativt.

Kostnader

- Behandling och bortledning av de aktuella vattnen är rimliga. Lokala alternativ för omhändertagande av sanitärt vatten kostar 2,5–3 mnkr att bygga. Avskrivning av kapital samt drift ger en årlig kostnad på drygt 200 000 kr per år
- 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, Blomqvist P, Brydsten L, Strömgren M, 2004.** Identification of catchments, lake-related drainage parameters and lake habitats. Forsmark site investigation. SKB P-04-25, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Huddinge kommun, 2000.** Dagvattenstrategi. Strategi för dagvattenhanteringen i Huddinge kommun.
- Johansson P-O, Werner K, Bosson E, Juston J, 2005.** Description of climate, surface hydrology, and near-surface hydrogeology. Preliminary site description Forsmark subarea – version 1.2. SKB R-05-06, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Jönsson H et al., 2000.** Källsorterad humanurin i kretslopp. VA-Forsk rapport 2000-1.
- Jönsson H et al., 2004.** Guidelines on the Use of Urine and Faeces in Crop Production. Ecosanres Report 2004-2, www.ecosanres.org.
- Kvarnström E et al., 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.
- Larsson U, Hansson S, 1990.** Miljöbeskrivning av Norrtälje kommuns kustvatten, område A, Askölaboratoriet. Norrtälje kommun.
- 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.** Faktabladd 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, 1991.** Miljösituationen i Östhammarsfjärden och Garnfjärden. Östhammars kommun.
- Svenskt Vatten, 2004.** Dimensionering av allmänna avloppsledningar, P90.
- Söderqvist T, 1999.** Vad bestämmer kostnaden för att anlägga våtmarker som kvävefällor? Vatten 55:19–26.
- 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.

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 svårlöslig 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 urioarer.
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



B2-1. Lokal avrinning – vattendelare och avrinningsstråk, driftområde och bergmasseupplag för slutförvaret, läge Infarten, SKB. Skala 1:8 000 (A4), 2007-05-11, WRS Uppsala AB (DS).

Dimensionering sanitärt vatten

SKB, Slutförvar Forsmark

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), (inkl.spolvatten)
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				
Spec. spillv.produktion ext. arbetare	l/pd	7,9	7,9	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. urinproduktion ext. arbetare	l/pd	0,15	0,15	
Studiebesök, 3 h				
Spec. spillv.produktion stud.besök	l/pd	9	9	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. urinproduktion stud.besök	l/pd	0,25	0,25	
Inläckage				
Ledningslängd självfall	l/m	5	5	
	m	1 000	1 000	
Spillvattenföde				
Medeldygnsföde (Q)	m ³ /d	20	11	
Maxdygnsföde (Q max)	m ³ /d	29	14	
Minddygnsföde (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	
Avloppsflöde max tot	m ³ /d	34	19	
Dimensionerande flöde (Qdim)	m ³ /h	2,6	1,4	
Urinvattenflöde				
Urin (inkl. spolvatten)	m ³ /d	0,23	0,16	
Urin (inkl. spolvatten)	m ³ /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 är urin) Grundat på antal heltidspersonal (max)
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 är urin) Grundat på antal heltidspersonal (normal)
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 är urin) Grundat på antal heltidspersonal (normal)
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 är urin Grundat på antal heltidspersonal (normal)
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 Grundat på antal heltidspersonal (normal)
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 Grundat på antal heltidspersonal (normal)
N-Belastning	kg/d	1,5	0,97	
N-Belastning, andel		86 %	86 %	

Kostnader spillvattenhantering

Forsmark, SKB

Alt. 1. Anslutning till Befintligt Avloppsreningsverk (FKA)

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

Upprättad WRS AB, PR 2007-03-28 Uppdaterad WRS AB, PR 2007-05-08

Investeringar (SEK)	Enhet	Mängd	å-pris	Summa	Kommentar
Anslutningsavgift	st	1	500 000	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	0	1 000		0 DN 160, 100 % av kostnad
Anslutning till befintligt ledn	m	1	100 000	100 000	DN 80 läggs efter bef väg
Byggnad		0			
Övrigt		0			
Maskin pump	st	0	15 000		0 Luktfilter mm
Maskin (specia)	st	0			
Matning av el till pstn	m	0	100		0 400 m arbetsomr-pumpst
El och styr	st	0	80 000		0 Styrskåp, program , larm, loggning, mm
Övrigt		0			
Invest 30 år				1 700 000	
Invest 15 år				0	
Totalt				1 700 000	
Drift (SEK/år)					
Rörlig taxa (OKG)	m ³	10 200	5	51 000	2 920 kg BOD/år, 13 kr/kg => 38 000 kr/år
Överföringssystem		0			
Tillsyn	h	0	350		0 2h per mån (pumpstationer)
Service	h	16	350	5 600	8 h per halvår
El, oxideringsmedel mm	st	0	5 000		0 El pumpning 11 000 m ³
				56 600	

Kostnader

	Investering	Drift (kr/år)	Livslängd (år)
Ledningar, brunnar mm	1 700 000 kr	56 600 kr	30
Maskinell utrustning	0 kr		15

5,0%

Kalkylränta

30

Avskrivningstid (år)

15

Ledningar, brunnar mm

Ledningar, brunnar mm

totalt

Utgift per år

167 187 kr

Oskarshamn, SKB

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 2007-05-10

Investeringar (SEK)	Enhet	Mängd	å-pris	Summa	Kommentar
Marköp, anslutningsavgift	st	1	500 000	500 000	Motsvarar 5 hushåll, normal kommunal taxa
Vägar, grundläggning mm	m	0	2 500	0	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	
Anslutning till befintligt ledn	m	1	100 000	100 000	DN 80 läggs efter bef väg
Maskin pump	st	0	15 000	0	Pumpkapacitet 1 l/s, buffert 6 m ³
El och styr	st	0	80 000	0	Styrskåp, program, larm, loggning, mm
Övrigt					
Invest 30 år				2 290 000	
Invest 15 år				0	
Totalt				2 290 000	
Drift (SEK/år)					
Rörlig taxa (OKG)	m ³	10 200	5	51 000	
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
Urinhantering	m ³	50	200	10 000	
Analys/kontroll	st	0		0	
				81 900	

Kostnader

Ledningar, brunnar mm
Maskinell utrustning

Investering	Drift (kr/år)	Livslängd (år)
2 290 000 kr	81 900 kr	30
0 kr		15

5,0%

Kalkylränta

30

Avskrivningstid (år)

15

Ledningar, brunnar mm
Ledningar, brunnar mm

totalt

Utgift per år

230 868 kr

Forsmark, 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
Hårdjord yta utan berg	1 200 kr	1 400 kr
Hårdjord 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
Hårdjord yta utan berg	2 000 kr	2 200 kr
Hårdjord 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

Pumpning av vatten (per m ³)	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

Forsmark

Grundvattenbildning

	Flöde l/s	Flöde m ³ /år	Ramp&co m ³ /år	Förvar m ³ /år
Max	8,5	268 056	134 028	134 028
Min	2,5	78 840	39 420	39 420

Spolvattenbildning

	Uppkomst m ³ /m ³ berg	Volym m ³	Flöde m ³ /år	Ramp&co m ³ /år	Förvar m ³ /år
Byggskede 7 år, max	0,16	114 234	16 319	16 319	0
Byggskede 7 år, min	0,08	57 117	8 160	8 160	0
Driftskede 30 år, max	0,16	166 581	5 553	0	5 553
Driftskede 30 år, min	0,08	83 291	2 776	0	2 776

Lakvattenbildning

	m ³ /år	m ³ /d
Byggskede 7 år	76 000	208
Driftskede 30 år	76 000	208

Källa/antagande	
Förklaring: co = centralområde	
50-50 % fördelning ramp/förvar	(Muntlig uppgift, SKB)

Endast spolvatten i ramp under byggskede	(Muntlig uppgift, SKB)
Endast spolvatten i förvar under driftskede	(Muntlig uppgift, SKB)

Grund för beräkning av lakvattenbildning

Nederbörd	625 mm/år	Johansson et al 2005
Interception/avdunstning upplag	350 mm/år	Antagande WRS
Lakvattenbildning	275 mm/år	Antagande WRS
Avrinning naturvatten	220 mm/år	Johansson et al 2005
Deponiyta	6 ha	(Muntlig uppgift, SKB)
Omkringtytor	27 ha	Antagande WRS

Kvävemängder i ospolade massor, lakvatten och spolvatten

Period och förlustantagande	Fördelningsantaganden:				33-67 % spolv./massor		50-50 % spolv./massor		33-67 % spolv./massor			
	Fast berg ton	Fast berg m ³	Löst berg m ³	N sprängm -	N ospolade massor ton N	N spolvatten (33%) ton N	N spolv./lakv. (50-50) ton N	N spolv./lakv. (50-50) ton N/år	N lakvatten (67%) ton N	N lakvatten (67%) 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
<i>totalt</i>	<i>4 651 000</i>	<i>1 706 186</i>	<i>2 906 875</i>									

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)			
		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	150 347	412	1,0	7	0	0	0,0	0	150 347	412	1,0	7
Byggskede 7 år	Maxmängd/minflöde	47 580	130	4,5	96	0	0	0,0	0	47 580	130	4,5	96
Driftskede 30 år	Minmängd/maxflöde	134 028	367	0	0	139 581	382	0,3	2	273 609	750	0,3	1
Driftskede 30 år	Maxmängd/minflöde	39 420	108	0	0	42 196	116	1,5	37	81 616	224	1,5	19

Kostnadskalkyl för kväverening av bergdränage och lakvatten

Forsmark, SKB

Översilning, 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	76 000	275 000
Q dygnsmedel	m ³ /d	208	753
Qdim=Qmedel	l/s	2,4	9

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 markyta	15	7 000	m ²	105 000
Växtbädd	10	7 000	m ²	70 000
Sådd översilning	10 000	1	st	10 000
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
Ny utloppsdel	400 000	1	st	400 000
Oförutsett, 10 %				122 500
<i>Delsumma 1</i>				<i>1 347 500</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	1 347 500 kr	177 360 kr	30	
Pumpar, tryckledningar	418 000 kr		15	1 765 500 kr

Kalkylränta 5,0%

Avskrivningstid (år)

Översilning/våtmarker 30

Pumpar, tryckledningar 15

	Totalt
Annuitetskostnad	305 288 kr
Kostnad/kg renat N	68 kr

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 (barackbyn har klassificerats som villaområde) 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 1). Som indata för beräkningarna har använts uppgift om årsmedelnederbörd /Johansson et al. 2005/, samt uppskattade arealer inom driftområdet.

Antaganden och förenklingar

Användningen av kategorin villaområde för barackbyn istället för radhusområde har gjorts med hänsyn till den låga närvaron och den förhållandevis glesa exploateringsgraden. Antagandet är ett försök att bäst efterlikna den verkliga situationen.

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.

Referenser:

Johansson P-O, Werner K, Bosson E, Juston J, 2005. Description of climate, surface hydrology, and near-surface hydrogeology. Preliminary site description Forsmark subarea – version 1.2. SKB R-05-06, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Tabell B7-1. Schablonhalter och avrinningskoefficienter för dagvatten. Värderna 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 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 deponeringstunnlar. Sammanlagt beräknas omkring 2 700 000 ton berg tas ut under driftskedet. Efter driftskedet följer ett avvecklingskede, då bergrummen återfylls. Avvecklingskedet 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. Avsättning 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 emulsionsprängämne

används). Kvävet föreligger efter detonationen i lättlösligt form. Fördelningen mellan NO₃ och NH₄ 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 nederbördsmängden. Lagret uppskattas uppta en area av ca 60 000 m² (höjd ca 15 m) och nederbördsmängden 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 spolat 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 spolat 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 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 ¹	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

¹ 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 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 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 försämrade behandlingsbarhet och ökade kostnader för samma reningsgrad jämfört med ett utspätt 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 växtnäringskväve omvandlas till kvävgas. Exempel finns också på produktionsinriktade biologiska system för kväverening, t.ex. energiskogsbevattning och s k Lemnadammar. Något sådant produktionsinriktat system bedöms dock inte vara aktuellt här eftersom den odlade grödan kräver ett någorlunda väl växtnäringsbalanserat 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 skiljda 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 s k 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 nitrat-selektiva 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 kvävering 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	Ätminstone 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 åtgär. En mindre mängd slam produceras som måste omhändertas.	–
Elektrokemisk- nitratrening	40 % (?)	?	Ätminstone 1,5 %	1 st	2 (?)	3–6 (?)	Elenergi, jonbytarmassa	–

Slutsatser:

1. 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:
 2. Det går att behandla lak- och spolvattnet med avseende på kväve.
 3. Detta är önskvärt och rimligt.
 4. Behandling bör av kostnads- och resursskäl ske med mikrobiella metoder.
 5.
 - 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.
6. Det salta grundvattnet bör släppas ut i en recipient i havet (ej till sötvatten) med god genomströmning så att en snabb utspädning erhålls.

Referenser

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

Daniel Stråe och Peter Ridderstolpe
WRS Uppsala AB
Uppsala, 2004-06-09

Uppsala, 2007-01-10

Beskrivning av länshållnings-, bruks- och lakvattnet från det eventuella slutförvaret i Forsmark som underlag för bedömning av möjligheten att nyttja kärnkraftsverkets kylvattenintagskanal som recipient

B9.1 Bakgrund

Det planerade djupförvaret kommer under bygg- och driftskede att ge upphov till ett lätt förorenat vatten bestående av spolvatten från spräng- och borrarbeten, ”dagvatten” från körytor, materialspill från tätningsarbeten, inläckande grundvatten, samt lakvatten från bergmasseupplag.

Den naturliga avrinningen från det planerade området för bergmasseupplaget och ovanjordsanläggningen sker mot kylvattenintagskanalen för kärnkraftverket. Kanalen är därför det mest naturliga recipientalternativet (mottagande vattenkroppen) för det utgående vattnet från behandlingsanläggningen. För att leda vattnet till annan recipient krävs att det efter behandling uppsamlas och pumpas till ett annat avrinningsområde. Ett sådant alternativ innebär långa pumpsträckor, vilket förutom större kostnader för drift och underhåll även innebär att känsliga naturmiljöer med höga värden påverkas. En stor fördel med kanalen är dess ringa naturvärde.

Syftet med denna sammanställning är att ge underlag till bedömning om kanalen är möjlig som recipient för utgående, behandlat vatten från slutförvaret utan att det kommer i konflikt med kanalvattnets kvalitet/funktion som kylvatten för kärnkraftverket.

B9.2 Behandlingssystemet

Vattnet från deponiområde och ramp i djupförvaret kommer att lyftas upp i steg om ca 100 m med sedimentations- och oljeavskiljande funktion före respektive trycksteg. På markytan kommer vattnet att passera ytterligare ett oljeavskiljnings- och sedimentationssteg i form av en större bassäng. Vid behov kommer också pH-justering att ske.

Eftersom ammonium- och nitratkvävehalterna tidvis kommer att kunna bli mycket höga p g a av kvarvarande sprängmedel (ammoniumnitrat) efter arbetena i ramp och djupförvar, planerar man att även rena vattnet med avseende på kväve. Denna efterföljande rening planeras ske i naturnära system i anslutning till ovanjordsanläggningen och bergmasseupplaget.

Då även lakvattnet från bergmasseupplaget kommer att innehålla höga halter av kväve uppsamlas detta och behandlas tillsammans med det övriga vattnet. Det naturnära behandlingssystemet utgörs av översilningsytor för nitrifikation och kärr-/våtmarksområden för avdrivning av kväve via denitrifikation. I detta system sker reningen utan tillsatser av kemikalier och med låg energiförbrukning. Energibehovet utgörs av el för pumpning till översilningsytan. Våtmarksområdena som avses nyttjas beräknas rymma en vattenvolym om drygt 10 000 m³, vilket ger en teoretisk uppehållstid om ca en vecka. Reningsprocessen är således tolerant för driftstörningar och variationer i flöden och kvaliteter utjämnas i systemet innan vattnet når kylvattenintagskanalen.

B9.3 Flöden och föroreningar

Nedan anges givna dimensioneringsförutsättningar från SKB med avseende på spol- och grundvattenflöden samt totala kvävemängder. Lakvattenflödet har beräknats utifrån normala nederbördsdata och uppskattade ytor för upplag och kringliggande mark (se nedan). Uppgivna kvävemängder är att betrakta som maxvärden.

För tungmetaller och andra basparametrar utgör provtagningsresultat från Äspölaboratoriet det bästa tillgängliga underlagsmaterialet. Data för perioden 1998–2006 (tyngdpunkt i data från -05 och -06) har sammanställts och redovisas nedan. Vattnet uppges vara korrosivt.

Spol- och grundvattenflöde.

Period	Årsmedel m ³ /år	l/s	Maxflöde (= 3Qmedel) l/s
Byggskede 7 år	285 000	9	27
Driftskede 30 år	274 000	9	27

Lakvattenflöde.

Period	Årsmedel m ³ /år	l/s
Byggskede 7 år	76 000	2,4
Driftskede 30 år	76 000	2,4

Antaganden för beräkning av lakvattenflöde.

Nederbörd	625	mm/år
Avdunstning	350	mm/år
Lakvattenbildning	275	mm/år
Tillkommande naturvatten	220	mm/år
Deponiyta	6	ha
Omkringytor	27	ha

Kvävemängder.

Period	Årsmedel ton N/år	Totalt ton N
Byggskede (7 år)	9,1	64
Driftskede (30 år)	3,1	93

Karakterisering av vatten från Äspölaboratoriet, Simpevarp (medelvärden).

1998–2006	pH	Cond	Na	K	Ca	Mg	HCO ₃	Cl	SO ₄	SO ₄ -S
	(–)	(mS/m)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)
	7,6	1 267	1 758	26	932	110	131	4 263	341	127

1998–2006	Br	F	Si	Fe	Mn	Li	Sr
(mg/l)	24	2	7	0,2	0,2	1	16

2005–2006	Al	Ba	Cd	Cr	Cu	Co	Hg	Ni	Mo	Pb	V	Zn
(ug/l)	10,8	146	0,000	0,4	1,2	0,1	0,000	1,2	18	0,5	0,7	9,2

B9.4 Bedömd vattenkvalitet vid utsläpp till kylvattenkanalen

I normalfallet kommer utgående vatten från våtmarksområdet ha en vattenkvalitet som liknar Öregrundsgrepens, dvs pH-neutralt till svagt basiskt, svagt bräckt, svagt brunfärgat, men klart (partikelfritt) och fattigt på fosfor. Kvävereduktionen i reningssystemet kommer att uppgå till ca 50 % (oaktat utspädning via nederbörd), vilket under byggskedet, då kvävemängderna är störst, ger upphov till en utgående halt om ca 5–10 mg/l. Partikelavskiljningen i systemet är mycket effektivt samtidigt som risken för algblomning bedöms vara minimal.

Som worst-case sker ingen (noll) kväverening, men sedimentation och oljeavskiljning fortgår alltid (i pumpstegen, sedimentationsbassäng och våtmark/damm). Lakvattenflödet kommer momentant att kunna bli avsevärt högre än vad årsmedelvärdet anger, t ex i samband med snösmältning eller kraftiga skyfall. Detta medför dock en ökad utspädning och sänkta föroreningshalter.

Incidenter med brand i slutförvarsanläggningen bedöms kunna ge upphov till det mest förorenade vattnet. Partiklar och skum kommer dock även då att avskiljas effektivt i reningsanläggningens sedimentations-, oljaskiljnings- och våtmarkssteg.

Några överväganden rörande effekter av eventuell uppkomst av radioaktivitet i slutförvarets vatten har ej gjorts.

Uppsala 2007-01-10,

Daniel Stråe och Peter Ridderstolpe, WRS Uppsala AB

Telefon: 018-17 45 45/018-17 45 41

E-post: daniel.strae@wrs.se/peter.ridderstolpe@wrs.se