

R-06-62

Förlängd lagring i Clab

Michael Pettersson, Bertil Grundfelt
Kemakta Konsult AB

Augusti 2006

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



ISSN 1402-3091

SKB Rapport R-06-62

Förlängd lagring i Clab

Michael Pettersson, Bertil Grundfelt
Kemakta Konsult AB

Augusti 2006

This report concerns a study which was conducted for SKB. The conclusions and viewpoints presented in the report are those of the authors and do not necessarily coincide with those of the client.

A pdf version of this document can be downloaded from www.skb.se

Sammanfattning

Kemakta Konsult AB har fått i uppdrag av MKB-enheten vid SKB ta fram redovisningar av alternativa metoder för slutligt omhändertagande av använt kärnbränsle. Kemaktas uppdrag består av ett flertal separata utredningar. Denna rapport utgör en del av en studie av det så kallade nollalternativet, en förlängd lagring av det använda bränslet i Clab (Centralt mellanlager för använt kärnbränsle). I en tidigare analys konstaterades att Clab med rimligt underhåll kan drivas på ett säkert sätt i hundra år eller mer samt att bränslet klarar en förlängd lagring under kontrollerade vattenkemiska förhållanden. En genomgång av den tidigare analysen av detta driftfall inklusive bakgrundsdokumentation visar att ingenting nytt tillkommit som förändrar denna slutsats. En sammanfattning av den tidigare analysen av förlängd lagring under kontrollerade betingelser ingår i denna rapport.

I denna rapport redovisas beräkningar av konsekvenserna av att Clab av någon anledning måste överges plötsligt och utan möjlighet till vidtagande av skyddsåtgärder. Detta innebär att exempelvis att kylning av vattnet i lagringsbassängerna antas sluta fungera. De redovisade beräkningarna utgör en uppdatering av en tidigare utredning med hänsyn till aktuell information främst avseende bränslets utbränning och kraftbolagens planer på effekthöjningar. Baserat på denna information har en prognos för resteffekten i Clab som funktion av tiden tagits fram av Lennart Agrenius vid Agrenius Ingenjörbyrå AB. Agrenius rapport har bifogats denna rapport.

Två olika driftscenarier för Clab har analyserats. I basfallet antas en drifttid för kärnkraftverken på 40 år, förutom för Barsebäck som har stängts tidigare. Som ett variationsfall till detta antas att verken är verksamma i ytterligare 20 år, det vill säga i totalt 60 år med undantag för Barsebäck. Som ett separat variationsfall undersöks effekten av att en del av det lagrade bränslet har en högre utbränningsgrad än vad som är fallet idag. Detta görs både för 40-års- och 60-årsalternativet. Den mängd bränsle som fås vid 40 års drift ryms i den nuvarande anläggningen, även om ett slutförvar inte tas i drift innan reaktorererna stängs. Detta kräver dock att bassängerna i Clab 2 inreds med kassetter för tätlagring. I 60-årsalternativet krävs en utbyggnad av Clab för att ta hand om de sista 20 årens använda kärnbränsle.

Händelseförloppet efter att Clab övergivits styrs av ett flertal faktorer som samtliga är mer eller mindre osäkra. Förhållandet mellan utvecklad resteffekt i bränslet och mängden inströmmande grundvatten till anläggningen styr risken för torrkokning i bassängerna liksom möjligheterna till återuppfyllnad av anläggningen med inströmmande grundvatten. En grov skattning visar att torrkokning möjligen kan undvikas om anläggningen överges tidigast år 2450 för 40-årsalternativet respektive år 2800 för 60-årsalternativet. Vid en förlängd lagring i högst 100–200 år kvarstår således torrkokningsrisken under hela drifttiden.

Om anläggningen kokar torrt kommer temperaturen på bränslet bli så pass hög att skador på bränslet inte kan uteslutas. Även om anläggningen överges så sent att torrkokning kan undvikas kan bränsleskador inte uteslutas. Detta motiveras med att salthalten i anläggningen kommer att öka och att den varma och fuktiga miljö som uppstår i anläggningen kan leda till att bergförstärkningar försvagas, vilket i sin tur kan medföra att stenblock rasar in i anläggningen och skadar bränslet.

De radiologiska konsekvenserna av ett övergivande av Clab har analyserats genom att uppskatta frigörelsen av ^{137}Cs till atmosfären och av lättlösliga radionuklider via grundvatten.

Atmosfärisk spridning av ^{137}Cs beräknas ge en person som befinner sig på kort avstånd (1 km) från Clab som övergivits i tidigt skede (år 2023/2042) en dos på drygt 0,1 mSv/h, vilket motsvarar en dos på cirka 400 mSv vid vistelse utomhus 8 timmar per dygn på denna plats under ett år. Motsvarande årliga dos från Clab om det överges år 2085 blir cirka 30 $\mu\text{Sv/h}$ (årsdos 80 mSv) för 40-årsalternativet och det dubbla för 60-årsalternativet. Vid ett sent övergivande (år 2450 alternativt år 2800) blir den förväntade dosen avsevärt mycket lägre.

Grundvatten som strömmar genom anläggningen och därmed sprider lättlösliga radionuklider till de kustnära delarna av Östersjön uppskattas ge en individdos på 40 $\mu\text{Sv}/\text{år}$ för alternativet med 40 års drifttid och drygt 30 $\mu\text{Sv}/\text{år}$ om reaktorerna drivs i 60 år.

En förlängd drift av Clab bedöms inte ge upphov till några signifikanta icke-radiologiska miljökonsekvenser. Som påpekas i miljökonsekvensbedömningen av Clab 2 medför anläggningarna en viss avsänkning av grundvattnet på intilliggande fastigheter. Driften medför visst buller från fläktanläggningen samt ett visst utsläpp av kylvatten. Ingen av dessa effekter bedöms dock vara av den arten att de kan sägas utgöra någon egentlig miljöpåverkan. Miljöpåverkan vid förlängd drift under kontrollerade betingelser bedöms vara desamma som under den planerade drifttiden. Vid ett plötsligt och oplanerat övergivande är de beräknade radiologiska konsekvenserna potentiellt väsentligt mer störande än eventuella icke-radiologiska konsekvenser.

Innehåll

1	Inledning	7
2	Övergripande beskrivning av Clab	9
3	Förlängd drift under kontrollerade betingelser	11
3.1	Bränslet och lagrade aktiva reaktorkomponenter	11
3.2	Installationer och system	12
3.3	Bergrum och byggnadskonstruktioner	12
3.4	Missödesanalys	13
4	Förutsättningar för analysen av ett oplanerat övergivande av Clab	15
4.1	Driftscenarier	15
4.2	Data för lagrat bränsle	15
4.3	Grundvatteninströmning	16
5	Händelseanalys	19
5.1	Allmänt	19
5.2	Temperaturutveckling i Clab	19
	5.2.1 Värmeledning i kringliggande berg	19
	5.2.2 Bortförel av värme med ventilationsluft	20
5.3	Vattenbalans för Clab	20
	5.3.1 Torrkokning	20
5.4	Konsekvenser av torrlagda lagringsbassänger	20
5.5	Bränslekapslingens livslängd i vattenfyllda bassänger	22
5.6	Återfyllnad av Clab	23
5.7	Inverkan på konstruktionernas integritet	24
6	Radiologiska konsekvenser av övergivande av Clab	25
6.1	Frigörelse av radionuklider till atmosfären	25
	6.1.1 Frigörelse från skadat bränsle i en torrlagd bassäng	25
	6.1.2 Frigörelse från skadat bränsle i en vattenfylld bassäng	25
	6.1.3 Dosuppskattning för spridning till atmosfären	25
6.2	Frigörelse av radionuklider via grundvatten	26
7	Icke-radiologiska konsekvenser av övergivande av Clab	29
	Referenser	31
	Bilaga 1 Clab – Resteffekt i förvaringsbassängerna	33
	Bilaga 2 Sammanställning av volymer, ytor etc	45
	Bilaga 3 Vatteninströmning och kemisk sammansättning på inströmmande vatten	49
	Bilaga 4 Värmeberäkningar	53
	Bilaga 5 Ventilationsberäkningar	59
	Bilaga 6 Flytkontroll	65
	Bilaga 7 Uppskattning av dos	67

1 Inledning

Kemakta Konsult AB har fått i uppdrag av MKB-enheten vid SKB ta fram redovisningar av alternativa metoder för slutligt omhändertagande av använt kärnbränsle. Kemaktas uppdrag består av ett flertal separata utredningar. Denna rapport utgör en del av en studie av det så kallade nollalternativet, en förlängd lagring av det använda bränslet i Clab (Centralt mellanlager för använt kärnbränsle).

Det råder en bred enighet i samhället om att nollalternativet inte utgör ett slutligt omhändertagande av det använda kärnbränslet utan endast fördröjer den nödvändiga slutförvaringen. Principen att den generation som har haft nytta av den utvunna elkraften också ska bekosta och genomföra slutförvaringen är väl förankrad och inskriven i bland annat den så kallade Wienkonventionen.

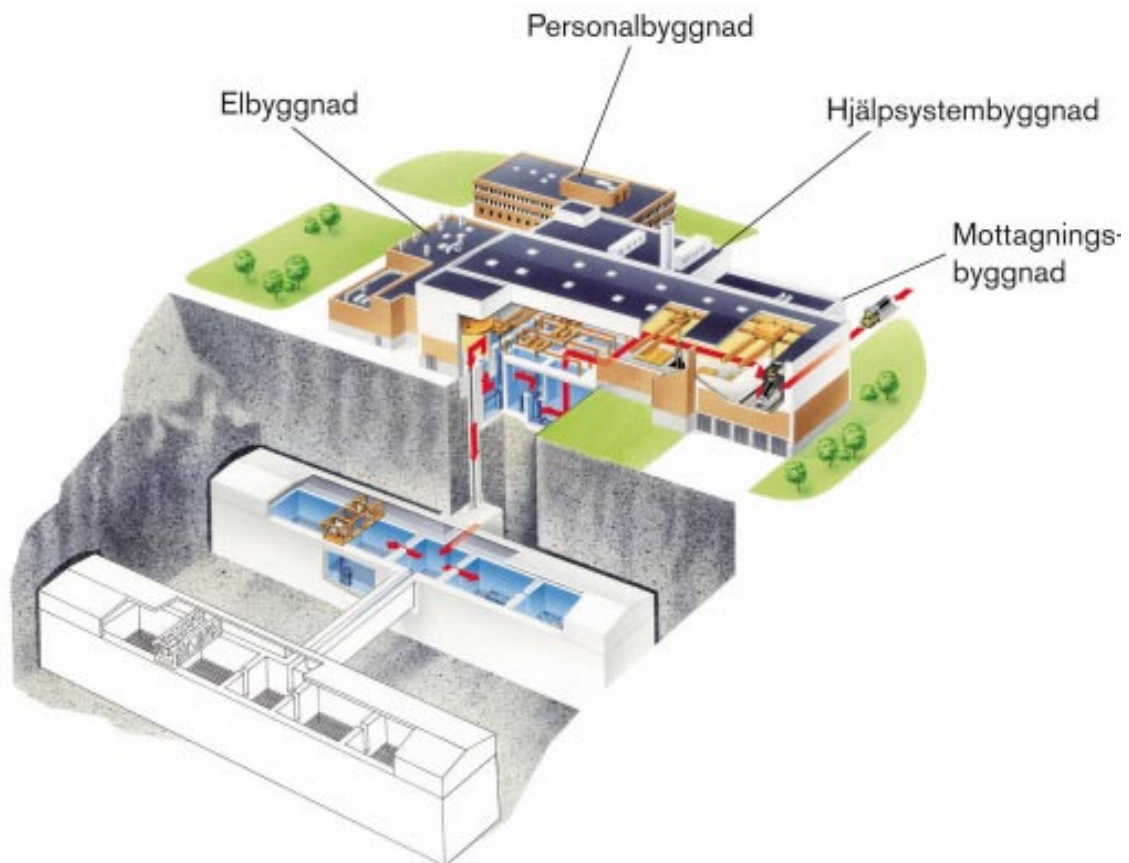
I en tidigare analys, /SKB 2000/, konstaterades att Clab med rimligt underhåll kan drivas på ett säkert sätt i hundra år eller mer samt att bränslet klarar en förlängd lagring under kontrollerade vattenkemiska förhållanden. En genomgång av den tidigare analysen av detta driftfall inklusive bakgrundsdokumentation /Söderman 1997/ visar att ingenting nytt tillkommit som förändrar denna slutsats. I kapitel 3 redovisas en sammanfattning av den tidigare studien.

Det arbete som redovisas i denna rapport är en uppdaterad analys av de beräknade konsekvenserna av att Clab av någon anledning måste överges plötsligt och utan möjlighet till vidtagande av skyddsåtgärder. Uppdateringen har skett med hänsyn till aktuell information, exempelvis avseende bränslets utbränningsgrad och kraftbolagens planer på effekthöjningar. Analysen utgår från ett scenario där det antas att anläggningen måste överges plötsligt utan förberedande åtgärder. Samtliga system i anläggningen är avslagna efter övergivandet. Detta innebär exempelvis att kylning av vattnet i lagringsbassängerna inte fungerar.

2 Övergripande beskrivning av Clab

Detta kapitel ger en övergripande beskrivning av hur Clab är uppbyggt. Fokus ligger på information som är nödvändig för den genomförda analysen. Figur 2-1 visar hur Clab är uppbyggt.

Clab består av en mottagningsdel ovan jord och en förvaringsdel under markytan. Förvaringsdelen består av två bergsalar som var och en inrymmer ett bassängblock, en kanaltunnel som förbinder de två bergsalarna samt en hjälpsystembyggnad (hissar, kylsystem etc). Den sammanlagda kapaciteten för de två bassängblocken är bränsle motsvarande 8 000 ton U (uran) fördelade på 5 000 ton U i bassängblock 1 och 3 000 ton U i bassängblock 2. Skillnaden i lagringskapacitet beror på att olika kassettyper används. Vid byte av kassettyp blir även kapaciteten i det andra bassängblocket 5 000 ton.



Figur 2-1. Illustration av Clabs utformning. Den röda linjen visar bränslets väg genom Clab.

Varje bassängblock består av fyra förvaringsbassänger samt en central förbindelsebassäng. De centrala förbindelsebassängerna i respektive bassängblock är förbundna med en transportkanal. Dimensioner och vattenvolymer för de olika bassängerna redovisas i bilaga 2. Gemensamt för de två bassängblocken är att varje förvaringsbassäng är utformad för att rymma 300 kassetter och förbindelsebassängen 225 stycken /SKB 1999a/. Bassängerna är invändigt klädda med en tät svetsad rostfri plåt. Värmeväxlare ser till att det avjoniserade vattnet i bassängerna håller en temperatur under 35 °C. Drifttemperaturen ligger kring 30 °C /SKB 2000/. Tillgänglig kylkapacitet i Clab är 8,5 MW /SKB 1999a/. I dagsläget finns inget behov av att öka kapaciteten, men om ett sådant behov uppstår i framtiden är detta möjligt. Jonbytare finns installerade för kontroll av vattenkvalitén (avjonisering) och för adsorption av eventuellt frigjorda radionuklider från bränslet (klyvningsprodukter från eventuellt skadat bränsle och korrosionsprodukter från ytan av bränslet).

De två bergsalarna som inrymmer de två bassängblocken är utformade på samma sätt. Bergsalarnas dimensioner är: längd 120 meter, bredd 21 meter och takhöjd 27 meter /SKB 1999a/. Den totala bergvolymen som är utsprängd för de två bergsalarna inklusive kanaltunneln uppgår till 142 000 kubikmeter /SKB 1999a/. Till detta kommer volymen av de två transporttunnlarna på cirka 25 000 kubikmeter respektive 16 000 kubikmeter. Den totalt utsprängda volymen i underjordsdelen uppgår därmed till 183 000 kubikmeter. Bergsalarna har en minsta bergtäckning av cirka 20 meter, utom i ett litet hörn av anläggningen. De ventileras via en ventilationskanal belägen i samma schakt som personhissen. Ventilationssystemet har modifierats både vad gäller kanalsystem och styrning i samband med utbyggnaden av Clab /SKB 1999a/. Enligt uppgift är dock den utgående ventilationskanalen densamma även efter utbyggnaden av Clab 2 (Zellbi 2005, pers komm).

3 Förlängd drift under kontrollerade betingelser

Clab är byggt för att drivas i cirka 60 år. Förutsättningarna för en förlängning av denna drifttid har utretts av /Söderman 1997/ och sammanfattats av /SKB 2000/. Kemakta har gått igenom den tidigare utredningen och funnit att ingenting framkommit som ändrar slutsatserna. I detta kapitel görs en kort sammanfattning av den tidigare utredningens resultat.

Förutsättningarna för analysen är en förlängd lagring i 100–200 år med det grundläggande kravet att den höga kvaliteten på drift och underhåll som råder idag bibehålls. Det har inte bedömts meningsfullt att studera och beskriva de insatser som skulle krävas för en kontrollerad lagring under de tusentals år som krävs för att bränslet ska avklinga till ofarliga nivåer. En förlängd kontrollerad lagring är således inte ett alternativ till slutförvaring. Det kan konstateras en förlängd lagring i Clab kommer att innebära att kostnaderna för kontroll och underhåll av anläggningen kommer att öka med tiden.

Om en förlängd lagring i Clab blir ett alternativ beror detta sannolikt på att ett slutförvar inte har tagits i drift. Detta innebär att allt använt bränsle överförs till Clab efter avslutad reaktordrift. För basfallet med 40 års drift av reaktorerna kommer den nuvarande anläggningen att fyllas upp. För att rymma denna bränslemängd måste båda bassängblocken utrustas med tätlagringskassetter. Vid 60 års drift kan inte hela bränslemängden rymmas i den nuvarande anläggningen utan en utbyggnad av kapaciteten måste komma till stånd.

En förlängd drift av Clab berör huvudsakligen lagringsdelen. Utredningen bygger därför på förutsättningen att ovanjordsdelen läggs i malpåse för att åter kunna driftsättas när anläggningen i en framtid ska tömmas. Vidare förutsätts att de funktioner som idag upprätthålls genom samfunktion med det närliggande kärnkraftverket, till exempel vattenförsörjning och kraftförsörjning, kan säkerställas på annat sätt vid avvecklingen av kraftverket. Lagringen i Clab ger upphov till låg- och medelaktivt avfall i form av skyddskläder, jonbytarmassor och utbytta delar. Detta avfall är huvudsakligen kortlivat och överförs idag till SFR för slutförvaring. Vid förlängd drift kommer mängden avfall sannolikt att minska. Vid större reparationer och underhållsåtgärder kan dock betydande mängder uppstå.

I utredningen görs en uppdelning av anläggningen i följande delar:

- Bränslet och lagrade aktiva reaktorkomponenter.
- Installationer och system.
- Bergrum och byggnadskonstruktioner.

För var och en av dessa delar görs en genomgång av livslängdspåverkande fenomen samt av underhålls- och reparationsmöjligheter. Slutligen görs en missödesanalys som dels syftar till att belysa hur konsekvenserna av de missöden som redovisas i Clabs säkerhetsrapport påverkas av avklingningen av bränslet, dels belysa konsekvenserna av missöden som kan uppstå på grund av att anläggningen åldras.

Nedan sammanfattas de viktigaste slutsatserna för var och en av dessa delanalyser.

3.1 Bränslet och lagrade aktiva reaktorkomponenter

Internationella erfarenheter och teoretiska beräkningar antyder att det inte finns några tekniska begränsningar för hur länge bränslet kan lagras under förutsättning att vattenkemin och vattentemperaturen i lagringsbassängerna hålls kontrollerad. De mekanismer som identifierats som potentiellt livslängdspåverkande inkluderar korrosion, gastrycksuppbyggnad i bränsleelementen på grund av alfasönderfall och väteförsprödning av bränslekapslingen.

Vid förlängd lagring bör bränsleelementens status inspekteras så att utvecklingen kan följas. Speciellt bör kontaktytorna mellan bränslekapsling och andra konstruktionsdetaljer såsom spridare bevakas. Om små skador uppstår kan bränslelagringen sannolikt fortgå på samma sätt som tidigare. Vid större men begränsade bränsleskador kan det skadade bränslet överföras till skyddsboxar.

3.2 Installationer och system

Installationer och system finns i lagringsbassängerna liksom i intilliggande utrymmen för processutrustning.

I bassängerna består installationerna av plåtinklädnaden (bassängplåt), lagringskassetter och kassetställ. Bassänginredningen är tillverkad av högkvalitativt rostfritt material med mycket låg allmänkorrosionshastighet i den kontrollerade vattenkemiska miljö som råder i bassängerna. Vid förlängd lagring finns det osäkerhetsfaktorer i form av spaltkorrosion på grund av radiolys, mikrobiologisk aktivitet eller på grund av utformningen av konstruktionsdetaljer i utrustningen. Lagringskassetterna liksom kassetställena har identifierats som de delar vars status behöver noggrannast uppföljning på grund av spaltkorrosionsrisken.

Reparationer av bassänginredning kan kräva att vattennivån i någon eller ett par bassänger sänks. Detta kan innebära att bränsle behöver flyttas om. Clab är så dimensionerat att en bassäng i taget alltid kan tömmas genom omflyttning av bränslekassetter. Denna dimensionering måste upprätthållas även vid en förlängd lagring. Vid reparation av portarna mellan två bassänger skulle i princip tömning av båda bassängerna krävas. För att klara en sådan situation kan sannolikt specialkonstruerade tillfälliga tätningsanordningar komma att krävas.

Process- och hjälpsystem är åtkomliga för service och utbyte. Rörsystemen kan sannolikt hålla mycket länge medan aktiva komponenter som pumpar, ventilationsutrustning, el- och kontrollutrustning behöver bytas regelbundet.

3.3 Bergrum och byggnadskonstruktioner

Bergrummen kan förutsättas vara geologiskt stabila på den tidshorisont som utretts, det vill säga 100–200 år. Den påverkan som kan ske bedöms vara genom vittring av sprickytor och lermineral eller genom korrosion och nedbrytning av bergförstärkningsmaterial såsom bergbultar och sprutbetong.

Livslängden hos byggnadsdelar påverkas i hög grad av den miljö som de befinner sig i. Betong och stål som befinner sig i kontakt med grundvatten utsätts för fukt/väta och för grundvattnets innehåll av klorider och andra salter, medan material i bergrumsinredningen befinner sig i en relativt torr miljö eller i kontakt med totalavsaltat vatten. Betong i kontakt med grundvatten eller luft karbonatiseras på grund av koldioxidinnehållet i dessa medier. Karbonatiseringen medför dels en tätning av eventuella sprickor, dels en sänkning av pH i betongen, varigenom betongens korrosionshämmande verkan minskar. Däremot bedöms inte betongens hållfasthet påverkas nämnvärt. Själv tätning genom karbonatisering bedöms vara viktig för att tätta små sprickor i sprutbetongen, men är sannolikt av mindre vikt för bassängerna.

Grundvattnets innehåll av sulfat kan reagera med betong och bilda svällande mineral såsom ettringit. Detta kan leda till sprickbildning och sönderfall av betongen. Denna effekt bedöms vara särskilt påtaglig för sprutbetong som bedöms kunna degraderas på kortare tid än 200 år. Kloridinnehållet i grundvattnet kan leda till korrosion på bergbultar, förankringsbultar och armeringsjärn. Betongens hållfasthet kan påverkas av utlakning av innehållet av kalciumhydroxid. Vid stora lokala flöden, till exempel intill bergsprickor, bedöms skador kunna uppstå på kortare tid än de 200 år som utgjort förutsättningen för utredningen.

Miljön i bergrummen är inte särskilt korrosiv eftersom fukthalten är relativt låg. De delar som kan utsättas för korrosion är främst bergförankrade delar såsom infästningsbultar för traversbanan, fästbultar för tak och väggar, bergbultar för bergförstärkning och sprutbetongens armering. En faktor som behöver övervakas är risken för elektriska läckströmmar i berget från främst likströmsutrustning.

Bassängerna är uppställda på glidlager för att kunna ta upp längdförändringar på grund av till exempel temperaturvariationer. Om glidförmågan hos lagren försvinner uppstår stora krafter som kan leda till sprickbildningar i bassängerna, men knappast till bassängkollaps.

Det inspektions- och mätprogram som finns idag behöver kompletteras och vidareutvecklas för att man ska kunna följa anläggningens åldrande och i tid fatta beslut om nödvändiga reparations- och underhållsinsatser. Vid alla större arbeten i bassänghallen och överliggande nivåer måste bassängerna och bassängvattnet isoleras från arbetsplatsen med damm- och vattentäta skyddsåtgärder. Vid arbeten i bassängerna måste en bassäng i taget kunna tömmas, medan arbeten under bassängnivån normalt kräver enklare skyddsåtgärder. I det osannolika fallet att mycket omfattande reparationsarbeten måste vidtas kan det krävas att Clab först byggs ut så att ett helt bassängblock kan tömmas.

3.4 Missödesanalys

I tidigare säkerhetsanalyser av Clab redovisades konsekvensberäkningar för ett antal missöden såsom brand, hanteringsmissöden, långvarig förlust av kylning och spädmatning av bassängerna samt yttre påverkan, jordbävning och nedfallande stenblock i bassängen. Gemensamt för dessa är att konsekvenserna vid en förlängd lagring blir lägre än de i säkerhetsrapporten beräknade eftersom radioaktiviteten i bränslet liksom resteffekten reduceras med tiden. När anläggningen åldras kan ytterligare och potentiellt allvarigare missöden bli relevanta, särskilt om det uppstår problem att rekrytera och behålla kompetent personal som ska sköta drift, provning och underhåll. Detta kan leda till ökad risk för:

- Försämrad miljö i vatten och luft i anläggningen, som i sin tur kan leda till snabbare åldring av byggnadsdelar och ökad kontaminering i anläggningen.
- Kylförlust, beroende på till exempel eftersatt underhåll av processystem.
- Mekaniska skador på bränslet på grund av nedfallande bergblock.

Konsekvenserna av dessa missöden har inte kvantifierats i utredningen, men bedöms bli mindre än om motsvarande missöde skulle inträffa med färskt bränsle i bassängerna.

Riskerna för kriticitet eller yttre händelser bedöms inte förändras med tiden under förutsättning att kvaliteten på drift och underhåll upprätthålls.

4 Förutsättningar för analysen av ett oplanerat övergivande av Clab

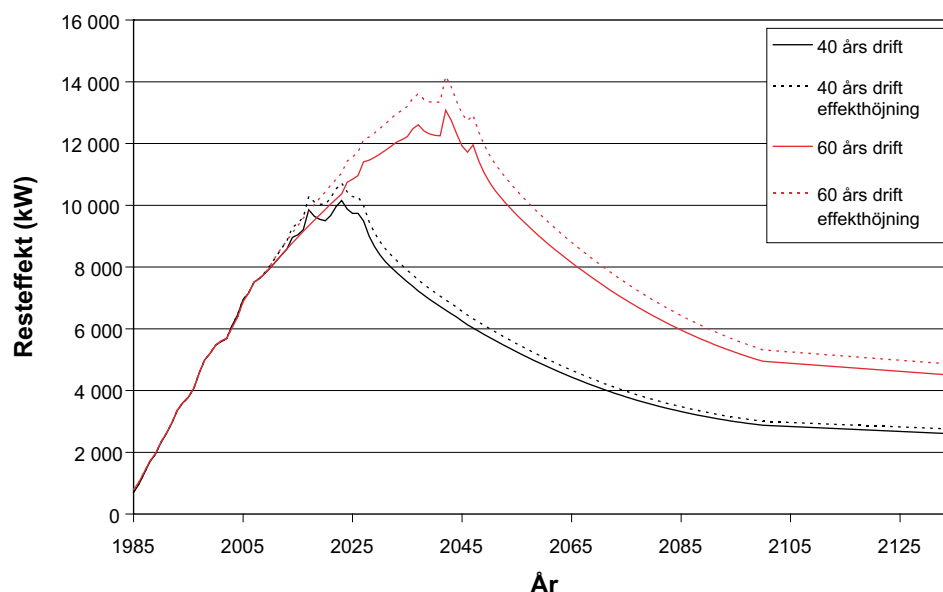
4.1 Driftscenarier

Två olika driftscenarier för Clab har analyserats. I basfallet antas en drifttid för kärnkraftverken på 40 år, förutom för Barsebäck som har stängts. Som ett variationsfall till detta antas att verken är verksamma i ytterligare 20 år, det vill säga i totalt 60 år med undantag för Barsebäck. Som ett separat variationsfall undersöks effekten av att en del av det lagrade bränslet har en högre utbränningsgrad än vad som är fallet idag. Detta görs både för 40-års- och 60-årsalternativet.

4.2 Data för lagrat bränsle

En uppskattning av hur resteffekten på det lagrade bränslet i Clab utvecklas med tiden har genomförts /Agrenius 2006, bilaga 1/. Beräkningen baseras på uppgifter om antalet element som lagrades i Clab vid årsskiftet 2004/05 och om tid som har förflutit mellan det datum då elementet togs ur reaktorn och det datum som resteffektberäkningen görs för samt antaganden om medelutbränning för det bränsle som genereras efter årsskiftet 2005/04. Det framtida bränslets utbränning antas i medeltal vara 45 MWd/kg U för BWR och 50 MWd/kg U för PWR. Beräkningarna har genomförts dels för de reaktoreffekter som gäller i dagsläget, dels under beaktande av planerade reaktoreffekthöjningar. En mer detaljerad beskrivning av genomförda beräkningar ges i bilaga 1.

Beräknade resteffekter är sammanställda i figur 4-1. De maximala resteffekterna redovisas i tabell 4-1 tillsammans med antalet bränsleelement (även omräknat till mängd uran) som de beräknade resteffekterna baseras på. Det framgår att vid 40 års drifttid ökar den maximala effektutvecklingen från 10,2 MW till 10,7 MW på grund av reaktoreffekthöjningarna. För 60 års drifttid blir den maximala resteffekten 13,1 MW respektive 14,2 MW. Maximal resteffekt erhålls år 2023 alternativt 2042 för en drifttid på 40 år respektive 60 år, oberoende av om en effekthöjning genomförs eller ej.



Figur 4-1. Beräknade resteffekter för de olika beräkningsfallen.

Tabell 4-1. Sammanställning över genererade bränsleelement (även omräknat till ton uran) samt uppgifter om resteffekter för olika driftfall.

Antal bränsleelement	40 års drift	40 års drift effekthöjning	60 års drift	60 års drift effekthöjning
BWR	36 951	37 672	51 723	54 377
PWR	4 836	5 043	7 156	7 664
Summa	41 787	42 715	58 879	62 041
Bränsleinventarium (ton U)				
BWR	6 577	6 706	9 207	9 679
PWR	2 191	2 284	3 242	3 472
Summa	8 768	8 990	12 448	13 151
Maximal resteffekt (MW)	10,2	10,7	13,1	14,2
Tidpunkt för max. resteffekt	2023	2023	2042	2042
Resteffekt år 2085 (MW)	3,3	3,5	6,0	6,4

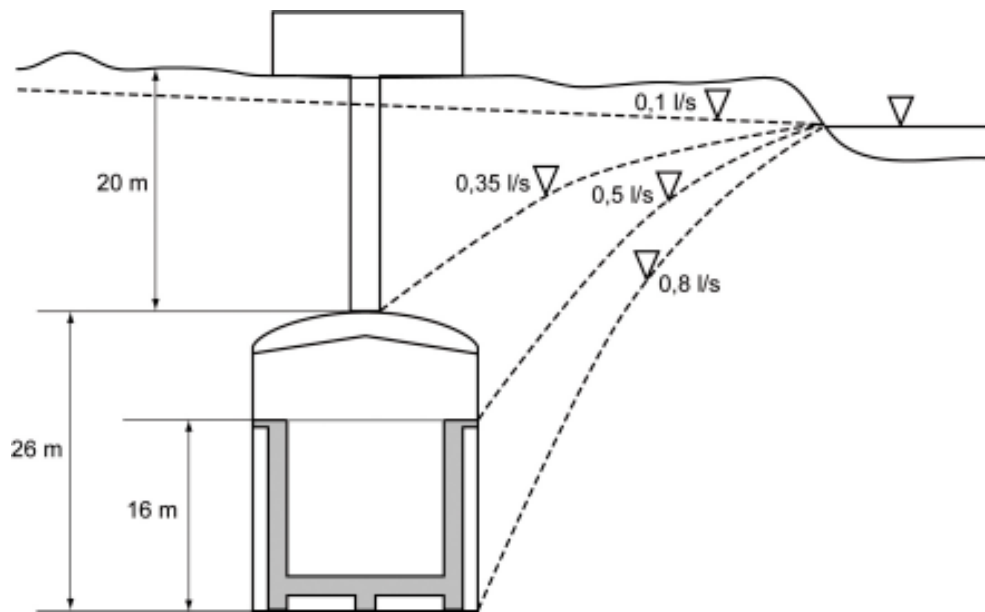
Den nuvarande kapaciteten i Clab är 8 000 ton uran och för samtliga fall överskrider bränsleinventariet detta varför en utökad kapacitet krävs. Kapaciteten kan höjas till 10 000 ton uran i den befintliga anläggningen genom tätpackning av bränslet i bassängblock 2 på samma sätt som i bassängblock 1, det vill säga genom att sätta in förvaringskassetter med borplåtar som absorberar neutroner. För fallet med 60 års drift av kärnkraftverken kommer en utbyggnad av Clab att krävas.

4.3 Grundvatteninströmning

Inläckaget av grundvatten till de två bergsalarna under perioden januari 2001 till december 2004 har varierat mellan 26 liter per minut och 80 liter per minut, med ett toppvärde på 142 liter per minut under en period med mycket kraftig nederbörd (se bilaga 3). Som ett representativt medelvärde för inläckaget till en torrlagd anläggning används det aritmetiska medelvärdet 46 liter per minut vilket motsvarar ungefär 0,8 liter per sekund.

I figur 4-2 visas hur grundvattenytans läge antagits påverka genomströmningen av grundvatten genom anläggningen. När anläggningen är i drift har inflödet till anläggningen antagits vara 0,8 liter per sekund enligt ovan. Om anläggningen överges kommer vattennivån att stiga successivt. När grundvattenytan är belägen vid bassängernas överkant har inflödet till anläggningen antagits vara 0,5 liter per sekund. Vattenytan kommer då att ligga kvar på denna nivå under den tid det tar att fylla bassängerna. När hela anläggningen är vattenfylld uppskattas inflödet till 0,35 liter per sekund. När hela avsänkningstratten runt anläggningen fyllts upp, så att det naturliga grundvattensystemet återställts, uppskattas flödet genom anläggningen bli cirka 0,1 liter per sekund.

Inläckaget av grundvatten in till anläggningen innan Clab 2 byggdes var i stort sett detsamma som efter det att den andra bergsalen byggts. Inläckaget har under perioden mars 1981 och december 2000 varierat mellan cirka 20 liter per minut och 80 liter per minut, med ett medelvärde på 44 liter per minut. Detta är i stort sett detsamma som inläckaget efter det att Clab 2 anlades. Med detta som bakgrund görs antagandet att vattenflödet in till anläggningen vid en eventuell utbyggnad med en tredje bergsal (Clab 3) är det samma som i figur 4-2.



Figur 4-2. Schematisk bild av grundvattenytan runt Clab samt uppskattade flöden genom anläggningen vid de olika lägena på grundvattenytan.

5 Händelseanalys

5.1 Allmänt

I detta avsnitt görs en allmän beskrivning av de processer som styr händelseutvecklingen i anläggningen efter det att denna har övergivits. Eftersom resteffekten är beroende av tiden kommer händelseförloppet att påverkas av den tidpunkt vid vilken anläggningen överges. I denna utredning antas anläggningen överges vid olika tidpunkter; år 2023/2042, år 2085 respektive år 2450/2800. Av dessa tider representerar 2023 och 2042 den tidpunkt då det förvarade bränslet har sin maximala resteffekt för 40-års- respektive 60-årsalternativet, 2085 är godtyckligt vald som den tidpunkt då anläggningen är 100 år gammal, medan 2450 och 2800 är den uppskattade tidpunkt då torrkokning möjligen kan undvikas för 40-års- respektive 60-årsalternativet enligt beräkningar som gjorts inom detta projekt.

5.2 Temperaturutveckling i Clab

Så länge vattnet i bassängerna cirkuleras via värmväxlare och luften avfuktas och ventileras ut, hålls temperaturen i anläggningen under kontroll. Om Clab skulle överges utan att en fortsatt kylning säkerställs kommer däremot temperaturen i anläggningen att öka. Hur fort detta sker och vilken effekt det har på Clab styrs i hög grad av resteffekten i det bränsle som finns lagrat i Clab, det vill säga av vid vilken tidpunkt anläggningen överges.

Den värme som bränslet utvecklar medför att vattnet i bränslebassängerna värms upp. Om vattnet håller en högre temperatur än luften i bergsalarna kommer också luftens temperatur att höjas. När vattnet värms upp kommer mängden vatten som förångas att öka vilket kan leda till en torrkokning av bränslebassängerna. Detta medför i så fall att de frilagda bränsleelementens huvudsakliga kylning kommer att utgöras av värmeövergång till förbiströmmande ånga som avgår vid kokning av bassängvattnet samt av det strålningsvärme som avges från de upphettade bränsleelementen. Merparten av det avgivna strålningsvärdet absorberas av angränsande bränsleelement, men en del av strålningsvärdet leder också till en uppvärmning av byggnadskonstruktioner och bergytor i bergsalarna.

Genom att det sker en tillförsel av friskluft och utförsel av luft från bergrummet genom ventilation motverkas temperaturökningen på luften i bergrummet. En del värme kan också ledas bort genom överföring till kringliggande berg. Kondensation av vattenånga på bergytor har också en viss inverkan på temperaturutvecklingen i Clab.

5.2.1 Värmeledning i kringliggande berg

Förenklade beräkningar (bilaga 4) visar att värmeledningen genom berget är otillräcklig för att leda bort den energi som bränslet utvecklar. Med en resteffekt på 10 till 14 MW (motsvarande den maximala resteffekten för de studerade beräkningsfallen) krävs en temperatur på bergväggen i anläggningen som väsentligt överstiger 1 000 °C. För att en resteffekt kring 1 100 kW, vilket representerar den maximala resteffekt som bränslet kan ha för att torrlagda bassänger ska kunna vattenfyllas, ska kunna ledas bort i omgivande berg krävs en bergväggtemperatur på knappt 200 °C. Slutsatsen är följaktligen att värmeledning genom berget inte ensamt kan förhindra att man får en temperaturökning i Clab om det överges.

5.2.2 Bortförel av värme med ventilationsluft

Att värmeledningen i kringliggande berg inte är tillräcklig för att transportera bort den av bränslet utvecklade energin, innebär att anläggningens temperaturutveckling primärt kommer att styras av balansen mellan den utvecklade resteffekten och den värme som kan bortledas med utströmmande luft genom ventilationskanaler. Om resteffekten i det lagrade bränslet är större än den bortförda värmemängden kommer temperaturen i anläggningen att öka. Genomförda beräkningar (se bilaga 5) visar att det luftflöde som självdragsventilationen kan ge upphov till är otillräckligt för att kyla bort den maximala resteffekt som bränslet avger. Det gäller även om anläggningen överges år 2085.

5.3 Vattenbalans för Clab

Den mängd vatten som avdunstar från bränslebassängerna styrs av bränslets resteffekt. Om den värmemängd som bränslet avger överstiger den värmemängd som kan bortföras från vattnet med luften i bergrummet genom konvektion, kommer vattentemperaturen att öka. Detta leder i sin tur till att avdunstningen ökar, vilket i förlängningen innebär att Clab kan torrkoka. Vattenånga som bildas vid avdunstningen leds ut från Clab med den luft som ventileras ut. En del ånga kondenserar på det plåttak som finns över bassängerna eller på bergytor i Clab och droppar ned i bassängerna igen eller på golvet.

De genomförda beräkningarna, som redovisas i avsnitt 4.2, visar att det kommer att ta lång tid innan den resteffekt som bränslet har, kommer att kunna transporteras bort genom ledning i omgivande berg eller med lufttransport i ventilationskanaler. Temperaturen i Clab kommer därmed att stiga vid ett övergivande. Detta kommer bland annat att medföra att temperaturen på vattnet i bassängerna kommer att öka, varför det finns en risk för torrkokning.

5.3.1 Torrkokning

I bilaga 4 redovisas beräkningar avseende uppvärmning och förångning av vattnet i bassängerna. Tiden det tar att värma upp vattnet till kokning och att förånga vattnet är kraftigt beroende av bränslets resteffekt. Om anläggningen överges vid tidpunkten då bränslet har sin maximala resteffekt tar det i storleksordningen en vecka innan vattnet börjar koka. Sedan tar det ytterligare tio till tolv veckor innan bassängerna är torrlagda. Beräkningarna baseras på antagandet att den energi som bränslet avger går åt för att värma upp vattnet. I praktiken gäller detta antagande inte när en allt större del av elementen torrläggts varvid en del av resteffekten avges som strålning till andra bränsleelement samt till bergrumsväggar och anläggningsinredning. Det verkliga avkokningsförloppet bör därför vara långsammare än det beräknade.

Torrlagda bassänger kan återfyllas med inströmmande grundvatten. Hur fort detta kan ske beror till stor del på temperaturen på bränslestavarna. Teoretiskt skulle bassängerna i den aktuella anläggningen kunna fyllas upp på drygt ett år. Detta baseras på antagandet att allt inströmmande grundvatten till anläggningen (0,8 l/s) hamnar i bassängerna och att inget av det inströmmande vattnet förångas. I praktiken kommer en stor del av inströmmande grundvatten att hamna utanför bassängerna. Att vattenfylla volymen utanför de två bassängblocken till en nivå i höjd med bassängernas överkant har uppskattats till i storleksordningen ett par år som snabbast (se bilaga 3). I praktiken kommer det att ta längre tid, speciellt om temperaturen i anläggningen har ökat markant.

5.4 Konsekvenser av torrlagda lagringsbassänger

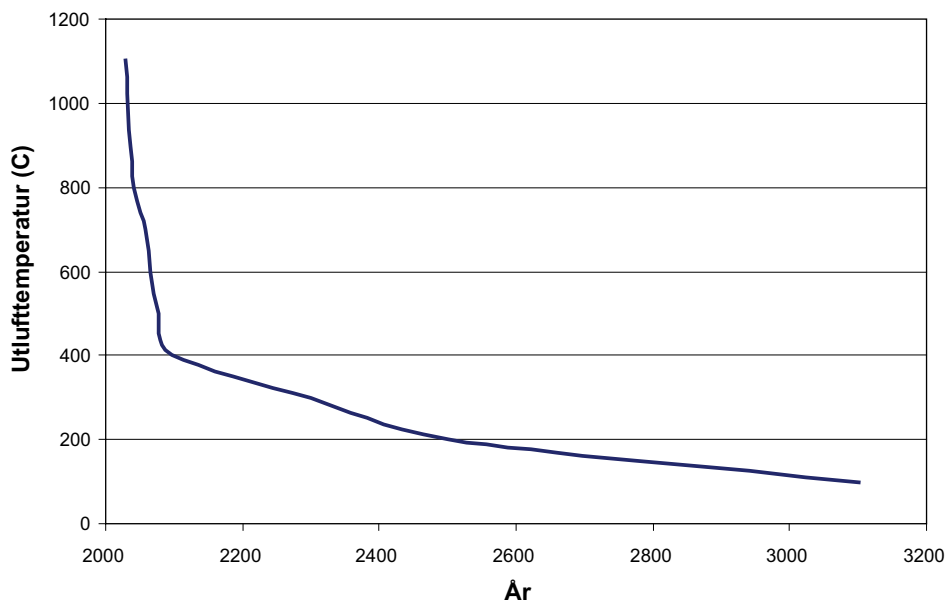
När bassängerna tömts på allt vatten kommer bränslet att kylas endast genom avgivande av strålningsvärme och genom självdragsventilation. Eftersom lagringsgeometrin innebär att huvuddelen av avgivet strålningsvärme absorberas av det övriga bränslet kommer själv-

dragsventilation att utgöra den huvudsakliga kylningen. Omgivningsluft kommer att dras in i anläggningen via tillfartstunneln. Den uppvärmda luften kommer att avledas via ventilationskanalen alternativt genom person- och bränslehissschakten.

I bilaga 5 redovisas beräkningar av det luftflöde som kan drivas genom ventilationskanalerna vid olika temperaturer samt hur mycket värme som kan transporteras vid detta luftflöde. Resultaten av beräkningarna visar att det krävs höga lufttemperaturer för att självdragsventilation genom ventilationskanalerna ska kunna kyla bort bränslets resteffekt. Eventuellt kan strömning genom schakten ge större luftgenomströmning och därmed större kylningskapacitet. Temperaturen i bränslet och i lagringsutrymmena blir dock hög om bränsleelementen torrläggs. I figur 5-1 redovisas vilken lufttemperatur som enligt beräkningarna i bilaga 5 skulle krävas för att driva det luftflöde som vid varje tidpunkt krävs för att kyla bort bränslets resteffekt för fallet 40 års drifttid. Det bör noteras att kurvan i figuren är mycket ungefärlig. Det bör även noteras att figuren återger den erforderliga lufttemperaturen i berggrummen. Den temperatur som bränslet får är högre än dessa lufttemperaturer. Vid höga lufttemperaturer/luftflöden kan skillnaden mellan bränslets och luftens temperatur vara avsevärd.

Den temperatur som de frilagda bränsleelementen uppnår är en viktig faktor för bränslekapslingens möjligheter att förbli intakt. /Chin och Gilbert 1989/ har beräknat bränslets förmåga att klara en 40 årig lagring i inert atmosfär vid olika temperaturer. Enligt resultaten är kapslingens integritet i farozonen om temperaturen överstiger 350–400 °C. /BEFAST III/ anger att temperaturen på bränsle som ska lagras torrt i inert atmosfär ej ska överstiga 410 °C (Tyskland) respektive 380 °C (USA). För torrlagring i luft anges temperaturer upp till 160 °C (Kanada).

Antag att 160 °C är en övre gräns för att undvika att kapslingsintegriteten påverkas. Av figur 5-1 framgår att temperaturen i utgående luft från anläggningen förväntas uppgå till 160 °C cirka år 2700, förutsatt att självdragsventilation via ordinarie ventilationskanal fungerar. Luften värms av bränslets resteffekt. Detta innebär att bränslet kommer att vara betydligt varmare än utgående luft, vilket i sin tur betyder att bränslets temperatur kommer att understiga 160 °C långt senare än år 2700. Torrläggning av bränsleelementen före denna tidpunkt bedöms i detta fall därför ge skador på kapslingen. I denna studie har det därför antagits att all bränslekapsling förlorar sin täthet inom en femårsperiod, om anläggningen torrläggs.



Figur 5-1. Uppskattad lufttemperatur i anläggningen som krävs för att självdragsventilation ska kunna kyla bort bränslets resteffekt via ordinarie ventilationskanal vid olika tidpunkter för fallet 40 års drifttid.

Antag i stället att den dimensionerande temperaturen är den som /BEFAST III/ anger för lagring i inert atmosfär, det vill säga cirka 400 °C. Av figur 5-1 framgår att temperaturen i utgående luft från anläggningen förväntas uppgå till 400 °C cirka år 2100, förutsatt att självdragsventilation via ordinarie ventilationskanaler fungerar.

Antas att temperaturen i bränslet blir cirka 100 °C högre än i utgående luft, visar figur 5-1 att bränsletemperaturer på cirka 400 °C kan uppnås om anläggningen torrläggs före ungefär år 2300. Torrläggning av bränsleelementen före denna tidpunkt bedöms i detta fall därför ge skador på kapslingen.

Öppnar man tillfartstunneln när anläggningen överges erhålls betydligt större ventilationsflöden och förmodligen lägre bränsletemperaturer.

Vid ett tidigt övergivande visar beräkningar /ASEA-ATOM 1984/ att mycket höga temperaturer kan fås. Beroende på bränsletyp, bränslets ålder samt om porten till transporttunneln är öppen eller ej, beräknas temperaturer på 350–900 °C uppnås. Om porten till transporttunneln lämnas öppna förväntas temperaturen hamna i intervallets nedre del, medan med stängda portar förväntas temperaturen nå intervallets övre del. Dessa beräkningar är gjorda för en resteffekt på 4 MW fördelad på fyra lagringsbassänger. Genomförda beräkningar visar att resteffekten på det bränsle som kan lagras i den befintliga anläggningen kan uppgå till mer än 10 MW (se avsnitt 4.2). Den maximala bränsletemperaturen blir för detta fall högre, eftersom ventilationskanalens kapacitet inte kommer att öka i samma utsträckning som resteffekten i det lagrade bränslet.

Den maximala kapslingstemperaturen kan således vid ett tidigt övergivande närma sig de nivåer vid vilka förutsättningar finns för en snabb, exoterm reaktion mellan Zirkalloy och vatten. Denna reaktion har dock inte beaktats i detta projekt eftersom bränslekapslingen enligt ovan har antagits gå sönder redan vid lägre temperaturer på grund av andra processer.

Den höga temperaturen och god tillgång på fuktig varm luft kan leda till att urandioxiden (UO_2) oxideras till mer lösliga former så som U_3O_8 eller UO_3 . Oxiderat bränsle medför ökad frigörelse av radionuklider till omgivande vatten.

I denna studie har upphettningen av de torrlagda bränsleelementen antagits leda till att all bränslekapsling förlorar sin täthet inom en femårsperiod, om anläggningen torrlagts.

5.5 Bränslekapslingens livslängd i vattenfyllda bassänger

För det fall att uppvärmningen av bassängvattnet ej leder till torrkokning kan Zirkalloyen förväntas behålla sin täthet under väsentligt längre tid. Zirkalloyen är normalt mycket korrosionsbeständig beroende på ett mycket tätt oxidskikt på metallytan. I ett övergivet Clab kommer dock vattenkemin att förändras i takt med att salt grundvatten strömmar in.

I bilaga 3 redovisas beräkningar av vilken salthalt som skulle fås i Clab om anläggningen överges vid olika tidpunkter. Den resulterande salthalten blir något högre vid ett tidigare övergivande. Dock har återfyllnadsperiodens längd större betydelse för den resulterande salthalten än tidpunkten för övergivande. Den beräknade kloridhalten i de studerade scenarierna ligger mellan drygt 10 till knappt 80 gram per liter.

Inom detta projekt har ingen specialstudie gjorts av kapslingens motståndskraft mot korrosion i saltvatten. Det har antagits att Zirkalloykapslingen går sönder i en jämn takt under en 200-årsperiod, om bränslet står i varmt saltvatten.

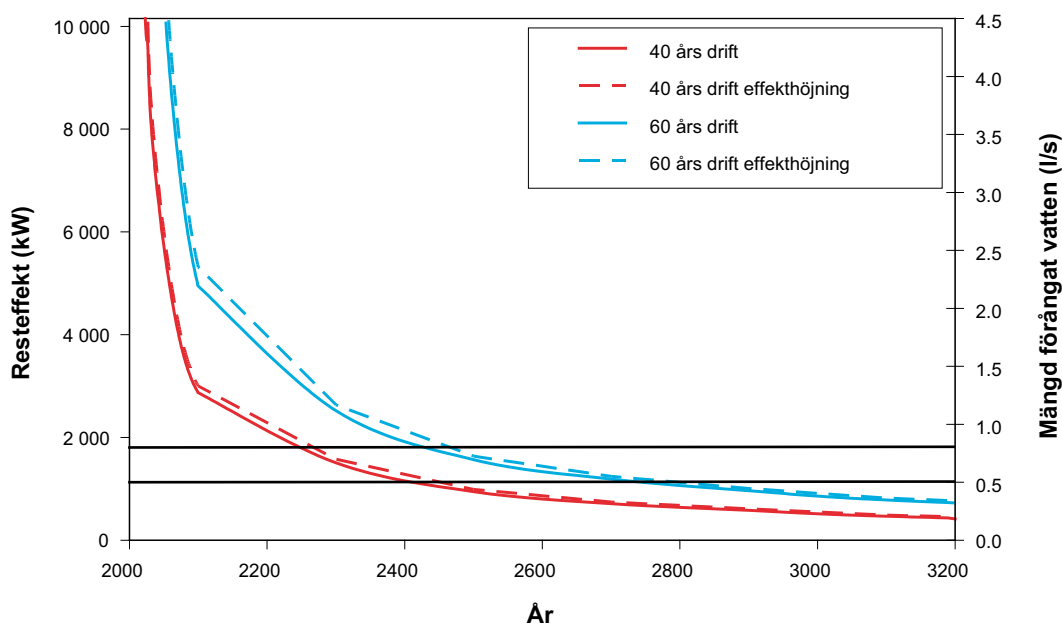
5.6 Återfyllnad av Clab

Enligt förutsättningarna för studien har anläggningen övergetts. Det har därför antagits att återfyllnad av den torrlagda anläggningen endast kan ske med inläckande grundvatten, det vill säga tillförsel av vatten genom mänskligt ingripande har uteslutits. Den tidigaste tidpunkt då vattennivån i anläggningen kan stiga är när bränslets resteffekt minskat så mycket att det inläckande grundvattnet inte helt förångas.

Flödet av vatten in till anläggningen varierar med vattennivå i den samma. En beskrivning av hur detta har beaktats i denna studie ges i avsnitt 4.3.

I figur 5-2 redovisas resteffekten som funktion av tiden för de olika driftscenarier som har beaktats. På den högra y-axeln visas den mängd vatten som teoretiskt kan förångas av resteffekten. Av figuren framgår att resteffekten motsvarar förångning av 0,8 liter vatten per sekund (inläckaget till en helt dränerad anläggning) ungefär år 2250–2300 vid 40 års drift och kring år 2450 om driften förlängs i ytterligare 20 år. På samma sätt har resteffekten minskat till den nivå som motsvarar förångning av den vattenmängd som flödar in till anläggningen då vattennivån står i nivå med bassängernas överkant (0,5 l/s) ungefär år 2450 respektive kring år 2800.

Återuppfyllnaden av anläggningen kan således påbörjas kring år 2250 vid 40 års drift och ungefär 200 år senare vid 60 års drift. Vartefter vattenytan i anläggningen stiger minskar grundvatteninflödet. För att vattenytan ska fortsätta att stiga krävs att resteffekten i anläggningen också minskar så att avkokningen inte överstiger inflödet. Detta begränsar den hastighet med vilken återuppfyllnaden kan ske. Ungefär år 2450 alternativt kring år 2800 kan vattenytan ha nått överytan på bassängerna varvid en återuppfyllnad av dessa kan påbörjas. Den tid det tar att fylla bassängerna och volymen ovanför bassängerna kommer att styras av resteffektens avtagande. I bilaga 3 redovisas beräkningar som indikerar att anläggningen skulle kunna vara helt återfylld kring år 2600 till 2700 (40 års drift) respektive år 3100 (60 års drift).



Figur 5-2. Resteffektens variation med tiden samt den mängd vatten som kan kokas bort med den avgivna resteffekten vid olika tidpunkter. De horisontella linjer visar beräknat inläckage vid helt dränerad anläggning (0,8 l/s) respektive då vattennivån nått överkant av bassängerna (0,5 l/s).

5.7 Inverkan på konstruktionernas integritet

De händelseförlopp som skisserats ovan skapar under flera faser av skeendet miljöer i Clab som kan påverka konstruktioners integritet. Anläggningen kommer till exempel att vara mycket varm och fuktig under lång tid. Detta kan påverka bergförstärkningars hållfasthet till exempel genom dehydratisering av betong, förändra bergsspänningssituationen, accelerera korrosion, etc. En möjlig konsekvens av detta är till exempel bergutfall som kan skada bränslet, förstöra eller blockera ventilationskanaler, etc. Även betongen i bassängerna kan skadas till följd av förhöjda salthalter och höga temperaturer.

I detta projekt har ingen närmare analys gjorts av miljöns påverkan på anläggningens integritet. I bilaga 6 redovisas dock en beräkning av den lyftkraft på bassängerna som erhålls om utrymna under och runt bassängerna är vattenfyllda medan själva bassängerna är tömda på vatten. Slutsatsen är att lyftkraften sannolikt är otillräcklig för att lyfta bassängerna, om dessa är fyllda med bränsle. Om däremot bassängerna är endast delvis fyllda med bränsle finns det en risk att de börjar flyta.

6 Radiologiska konsekvenser av övergivande av Clab

6.1 Frigörelse av radionuklider till atmosfären

6.1.1 Frigörelse från skadat bränsle i en torrlagd bassäng

I det fall att anläggningen torrläggs kommer bränslets temperatur att bli hög. Härvid kommer vissa radionuklider att förångas och frigöras från bränslet, för att sedan transporteras ut ur anläggningen med det luftflöde som självdragsventilationen ger upphov till. I detta projekt har antagits att 1 % av inventariet av ^{137}Cs sprids till omgivningen när bränslekapslingen går sönder. Eftersom kapslingen har antagits gå sönder i jämn takt under en femårsperiod kommer utsläppet att fördelas jämnt under denna period.

6.1.2 Frigörelse från skadat bränsle i en vattenfylld bassäng

Om anläggningen överges efter år 2450 alternativt år 2800, beroende på hur länge reaktorerna är i drift, kommer enligt ovan bränslet inte att torrläggas. I detta scenario antas en lättillgänglig fraktion på 10 % av inventariet av ^{137}Cs lakas ut till bassängvattnet i den takt som bränslet går sönder. Detta innebär att 10 % av inventariet av ^{137}Cs lakas ut under en 200-årsperiod. Frigörelse av ädelgaser har inte beräknats då samtliga ädelgaser har avklingat till mycket låga aktivitetsnivåer vid den tidpunkt som betraktas i detta scenario.

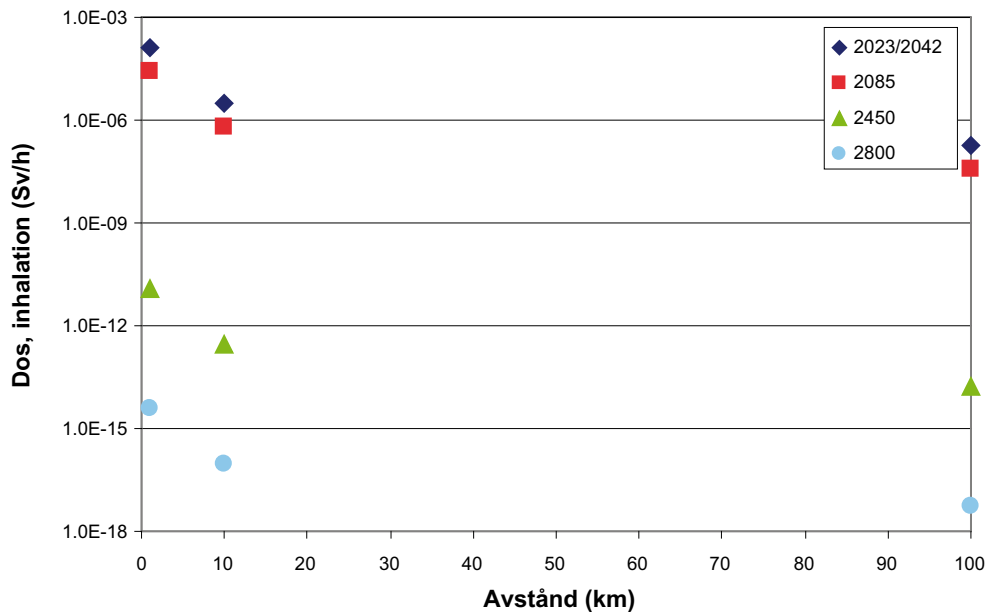
Vattnet i bassängerna kommer att koka under den tid som utlakningen sker. När den avkokade ångan lämnar vattenytan i bassängerna sker en viss medryckning av vatten i aerosolform. Mängden aerosoler som frigörs på detta sätt är svår att uppskatta teoretiskt. I detta projekt har antagits att den avgivna ångan har ett aerosolinnehåll av ett gram per kilo ånga.

6.1.3 Dosuppskattning för spridning till atmosfären

Förenklade atmosfäriska spridningsberäkningar har gjorts för ^{137}Cs . ^{85}Kr kan också släppas ut till atmosfären, men har tidigare visats ge en dos som är åtminstone fyra tiopotenser lägre än ^{137}Cs /Birgersson et al. 1997/ varför ^{85}Kr inte beaktas i denna rapport. Koncentrationerna i punkter 1, 10 och 100 kilometer från utsläppspunkten har beräknats utgående från väderstatistik gällande för Clab. Koncentrationerna har beräknats endast för en riktning, mot sydväst, och ej som vinkelmedelvärde. De beräknade koncentrationerna har viktats med de frekvenser som anges för olika stabilitets- och vindhastighetskategorier i den valda riktningen. På detta sätt erhålls ett tidsmedelvärde för koncentrationen i de valda beräkningspunkterna.

Utgående från de beräknade tidsmedelvärdena har dosrater för inhalation beräknats. Exponeringsvägarna externbestrålningen från molnet och doser från markbeläggning har försumrats, men bedöms ge betydligt lägre doser än inhalation. Beräkningarna redovisas i bilaga 7.

Den uppskattade dosen på grund av utsläpp av ^{137}Cs redovisas i figur 6-1. Av figuren framgår att dosen som en person erhåller minskar med avståndet från anläggningen. Dosen minskar dessutom ju senare anläggningen överges. En person som befinner sig på kort avstånd (1 km) från Clab som övergivits i tidigt skede (år 2023/2042) kommer att få en dos på drygt 0,1 mSv/h, vilket motsvarar en årlig dos på cirka 400 mSv vid vistelse utomhus 8 timmar per dygn på denna plats under ett år. Motsvarande årliga dos från Clab om det överges år 2085 blir cirka 30 $\mu\text{Sv/h}$ (årsdos 80 mSv) för 40-årsalternativet och det dubbla för 60-årsalternativet. Vid ett sent övergivande (år 2450 alternativt år 2800) blir den förväntade dosen avsevärt mycket lägre.



Figur 6-1. Uppskattad dos genom inhalation av ^{137}Cs .

6.2 Frigörelse av radionuklider via grundvatten

Aktivitet som lakats ut i vattnet i anläggningen kan spridas vidare till recipienten via det strömmande grundvattnet. Dock kan noteras att så länge resteffekten i det lagrade bränslet är tillräcklig, för att förångna så mycket vatten att grundvattenytan i och runt anläggningen hålls avsänkt, kommer ingen grundvattenströmning ut från anläggningen att ske.

Således förutsätter en uttransport av radionuklider via strömmande grundvatten att resteffekten minskar till en nivå som är lägre än förångningsvärmets för det naturliga grundvattenflödet genom anläggningen. I detta projekt har grundvattenflödet genom anläggningen uppskattats vara cirka 0,35 liter per sekund vid den tidpunkt då anläggningen precis vattenfylls. Av figur 5-2 framgår att resteffekten har sjunkit till den nivå som motsvarar förångningen av detta vattenflöde ungefär år 2600 (40 års drift) respektive år 3100 (60 års drift). Detta är följaktligen de tidpunkter när utsläpp med grundvatten tidigast kan ske.

I detta projekt har en starkt förenklad spridningsmodell använts för att analysera effekten av aktivitetsspridning via strömmande grundvatten. Den aktivitet som löses upp från det skadade bränslet antas fördelas jämnt i det vatten som finns i anläggningen. Uttransporten till berget sker sedan som om anläggningen vore en idealt omrörd tank som genomströmmas av ett grundvattenflöde på 0,35 liter per sekund. Eftersom anläggningen är förlagd i ytligt berg, som dessutom genomkorsas av tillfartstunneln, har de radionuklider som lämnar anläggningen antagits nå recipienten (Östersjön) utan ytterligare avklingning. De erhållna doserna har uppskattats utgående från det beräknade aktivitetsutsläppet och dosfaktorer gällande utsläpp till de kustnära delarna av Östersjön hämtade från /SKB 1999b/. Utsläpp via grundvatten presenteras för de relativt lösliga radionukliderna ^{14}C , ^{36}Cl , ^{90}Sr , ^{137}Cs och ^{129}I .

Beräkningarna redovisas i mer detalj i bilaga 7. Resultaten för beräkningarna redovisas i tabell 6-1. Den uppskattade dosen för individen i kustområdet blir 40 μSv per år för alternativet med 40 års drifttid och drygt 30 μSv per år om reaktorerna drivs i 60 år.

Tabell 6-1. Individdos för kustområdet utanför Clab (Sv/år).

Radionuklid	Dos (Sv/år)	
	Utsläpp 2650 (40 års drifttid)	Utsläpp 3100 (60 års drifttid)
C-14	2,4E-05	2,4E-05
Cl-36	3,4E-08	2,3E-08
Sr-90	2,4E-07	6,1E-07
I-129	1,3E-05	8,9E-06
Cs-137	2,2E-05	7,3E-11

Ju senare utsläppet sker desto större betydelse får mer långlivade nuklider för dosen. Exempelvis kommer sannolikt ^{239}Pu och ^{241}Am att i detta läge bli dosdominanta. I detta projekt har dosen från ^{239}Pu , ^{237}Np och ^{241}Am överslagsberäknats genom att anta att vattnet i anläggningen är mättad med avseende på dessa tre nuklider. Detta ger en övre gräns för koncentrationen i vattnet. I verkligheten kommer utlakningsmotståndet i bränslet att ge en väsentligt lägre halt i bassängvattnet.

Den beräknade dosen från ^{241}Am blir drygt 10 mSv per år, från ^{239}Pu cirka 5 mSv per år och från ^{237}Np cirka 0,5 mSv per år. Dessa doser baseras på ett vattenflöde ut från anläggningen på 0,35 liter per sekund.

7 Icke-radiologiska konsekvenser av övergivande av Clab

I samband med framtagningen av en miljökonsekvensbeskrivning för utbyggnaden av Clab 2 behandlades icke kärntekniska miljökonsekvenser /SKB 1997/. En förlängd lagring i Clab anses ur miljökonsekvenssynpunkt motsvara den beskrivning som då gavs av miljökonsekvenserna under driftskedet. Dessa beskrivs under följande rubriker:

- Påverkan på luft.
- Påverkan på grundvatten.
- Bullerpåverkan.
- Påverkan på mark- och vattenanvändning.
- Påverkan på landskapsbild och närmiljö.
- Övriga miljöaspekter.

Som sammanfattande bedömning redovisas att:

- en viss avsänkning av grundvattnet kommer att ske på intilliggande fastighet. Denna förväntas dock inte påverka möjligheterna till grundvattenuttag vad gäller mängd eller kvalitet,
- bullervärden på grund av ventilationen kommer att hållas inom gällande riktvärden,
- kylvattenutsläppet från Clab utgör några tusendelar av kylvattenutsläppet från reaktorerna och kan därmed försummas.

En rimlig bedömning synes vara att en förlängd drift av Clab under kontrollerade former inte förändrar dessa bedömningar. Om anläggningen överges och så småningom fylls med grundvatten kan anläggningens innehåll av betong och armeringsjärn ge en påverkan på grundvattnets kvalitet, främst vad avser pH och järninnehåll. Som redovisats tidigare i denna rapport sker samtidigt en utlakning av radionuklider till grundvattnet. Konsekvenserna av denna utlakning bedöms vara potentiellt allvarigare än förändringen av grundvattenkvaliteten på grund av utlakning av betong och armeringsjärn.

Referenser

Agrenius L, 2006. Clab – Resteffekt i lagringsbassängerna, se bilaga 1 till denna rapport.

ASEA-ATOM, 1984. Clab – Calculation of the maximal cladding temperature assuming loss of pool water, Rapport KPA 84-348.

BEFAST III. Extended storage of spent fuel. Final report of a co-ordinated research programme on the behaviour of spent fuel and storage facility components during long-term storage (BEFAST-III) 1991–1996. 1996-06-17.

Birgersson L, Grundfelt B, Pers K, 1997. Konsekvenser av ett övergivet Clab. SKB R-98-18, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Chin B A, Gilbert E R, 1989. Prediction of maximum allowable temperatures for dry storage of Zircalloy-clad spent fuel in inert atmosphere, Nuclear Technol., Vol 85 April.

Håkansson R, 2000. Beräkning av nuklidinnehåll, resteffekt, aktivitet samt doshastighet för utbränt kärnbränsle, SKB R-99-74, Svensk Kärnbränslehantering AB.

SKB, 1997. Clab etapp 2 – Icke kärntekniska miljökonsekvenser. Projektrapport PR 97-04, Svensk Kärnbränslehantering AB.

SKB, 1999a. Clab etapp 2 Anläggningsbeskrivning – Layout C, SKB R-99-50, Svensk Kärnbränslehantering AB.

SKB, 1999b. SR 97 Data and data uncertainties. Compilation of data and data uncertainties for radionuclide transport calculations, SKB TR-99-09, Svensk Kärnbränslehantering AB.

SKB, 2000. Vad händer om det inte byggs något djupförvar? Nollalternativet – förlängd mellanlagring i Clab, SKB R-00-31, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Söderman, 1997. Kontrollerad långtidslagring i Clab. SKB R-98-17, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Clab – Resteffekt i förvaringsbassängerna

Lennart Agrenius

Agrenius Ingenjorsbyrå AB
Tengdahlgatan 25
116 41 Stockholm

Stockholm 2006-01-30

1 Inledning

Allt utbränt kärnbränsle från de svenska reaktorerna transporteras till Clab för mellanlagring. Dessa transporter pågår och kommer att pågå så länge reaktorerna är i drift. Efter 30–40 års mellanlagring i Clab ska bränslet föras från Clab till slutdeponering. Denna överföring planeras att inledas 2017 /1/.

I denna rapport analyseras resteffektens utveckling för bränsle som lagras i förvaringsbassängerna i Clab givet att ingen transport till slutförvaret kommer att äga rum och allt bränsle förblir i Clab.

2 Bränsledata

För att beräkna resteffekten i Clabs förvaringsbassänger behövs information om hur många element som kommer att lagras Clab. Dessutom behövs avklingningstiden och elementens medelutbränning. Med avklingningstid menas den tid som har förflutit mellan det datum då elementet togs ur reaktorn och det datum då resteffektberäkningen görs.

Inventariet av använda bränsleelement i det svenska programmet till dags dato är känt avseende antal, utbränning och övriga data. Det antal använda bränsleelement som kommer att produceras i framtiden beror på hur länge reaktorerna drivs och till vilken utbränning bränslet körs.

Antal bränsleelement och data för dessa vid årsskiftet 2004/2005 hämtas från Clabs register över vilka bränsleelement som fanns i Clab samt rapporter till SKB:s dataregister PLUTO över inventariet av bränsleelement som fanns vid respektive reaktorblock vid årsskiftet 2004/2005.

Antal bränsleelement som genereras från och med år 2005 beräknas med förutsättningar enligt tabell B1-1.

Vid beräkning av antalet producerade bränsleelement antas att reaktorerna drivs i 40 respektive 60 år, utom reaktorerna i Barsebäck som har stängs av tidigare.

Det antas att utbränningen i medeltal är 45 MWd/kgU för BWR och 50 MWd/kgU för PWR för framtida bränsle. Utbränningsvärdena är medeltal och utbränningen för enskilda element antas vara normalfördelade kring detta medelvärde med en spridning på ± 5 MWd/kgU.

Baserat på detta kan antalet bränsleelement som genereras räknas ut för alternativen 40 respektive 60 år. Beräkningen görs med och utan hänsyn till planerade effekthöjningar. Effekthöjningarna antas bli genomförda enligt tabell B1-2 /2/.

Det resulterande antalet bränsleelement som genereras per år i de olika fallen visas bilagorna B1.1–B1.2.

Tabell B1-1. Drifttid och data för reaktorerna.

Block	Start	Driftår	Reaktor-effekt (MW)	Antal patroner i härden	Antal drift-dagar/år	Elementvikt (ton)
B1	1975-07-01	24	1 800	444	330	0,180
B2	1977-07-01	28	1 800	444	330	0,180
R1	1976-01-01	40/60	2 500	648	330	0,178
R2	1975-05-01	40/60	2 652	157	330	0,440
R3	1981-09-09	40/60	2 775	157	330	0,460
R4	1983-11-21	40/60	2 775	157	330	0,460
O1	1972-02-06	40/60	1 375	448	330	0,175
O2	1974-12-15	40/60	1 800	444	330	0,178
O3	1985-08-15	40/60	3 300	700	330	0,180
F1	1980-12-10	40/60	2 930	676	330	0,175
F2	1981-07-07	40/60	2 930	676	330	0,175
F3	1985-08-22	40/60	3 300	700	330	0,180

Tabell B1-2. Planerade effekthöjningar.

Reaktor	R1	O1	O2	O3	F1	F2	F3	R2	R3	R4
Dagens effekt (MW)	2 500	1 375	1 800	3 300	2 930	2 930	3 300	2 652	2 775	2 775
År	Relativ effekthöjning									
2006	1,02								1,08	
2007									1,14	
2008				1,20	1,11					
2009						1,11				
2010							1,14			1,16
2011										
2012			1,20							

3 Beräkning av resteffekten

Resteffekten för bränsleelementen i Clabs förvaringsbassänger beräknas med SAS2H/Origen-S i Scale5-systemet /3/. För BWR används bränsletypen Svea64 och för PWR F 17×17. Data för dessa bränsletyper har hämtats från PLUTO och visas i tabell B1-3.

Vid resteffektberäkningen utnyttjas reaktordata ur bilagorna B1.1–B1.2, aktuell medelutbränning för de element som finns i Clab och för framtida bränsle antas medelutbränningen 45 MWd/kgU för BWR och 50 MWd/kgU för PWR.

För framtida bränsle antas att det använda bränslet transporteras till Clab 2 år efter uttag ur reaktorerna. Resteffekten i Clab beräknas som summan av resteffekten av alla bränsleelement i Clab vid beräkningstidpunkten.

För närvarande pågår mätningar av resteffekten på bränsleelement i Clab. Dessa mätdata används bland annat för att validera de här använda metoderna för resteffektberäkning. Hittills har överensstämmelsen mellan beräkningar och mätningar befunnits mycket god.

Tabell B1-3. Huvuddata för bränsletyper.

Parameter	BWR	PWR
Bränsletyp	Svea64	17×17
Antal bränslestavar	64	264
Antal ledrör	0	25
Anrikning	3,6	4,2
UO ₂ densitet (g/cc)	10,47	10,45
Stavdelning (mm)	15,8	12,6
Stav diameter (mm)	12,25	9,5
Kapslingstjocklek (mm)	0,8	0,57
Kutsdiameter (mm)	10,44	8,19
Kaplingsmaterial	Zr 2	Zr 2

4 Resultat

Resultatet av beräkningen av inventariet bränsleelement visas i tabell B1-4, där totalt antal genererade bränsleelement i de olika fallen redovisas.

I inventariet ingår bränslerester från Studsvik, stavmagasin och stavskelett, det tyska MOX-bränslet (MZFR, VAK, KRB och KWO) som redan finns i Clab samt planerade 80 MOX-element från O3 med en medelutbränning 50 MWd/kgU.

Omräknat till ton uran blir resultatet enligt tabell B1-5.

Clabs nuvarande kapacitet är 8 000 ton U och för alla dessa fall krävs en utökning av kapaciteten. Om inkapsling startas som planerat år 2017 räcker Clabs nuvarande kapacitet. Vid behov är en utökning av Clabs kapacitet möjlig genom omkonstruktion av förvaringsgeometrin i Clabs etapp 2.

Resteffektens utveckling framgår av nedanstående figur B1-1 och B1-2. Ytterligare diagram över resteffektens utveckling visas i bilagorna B1.3–B1.6.

I tabell B1-6 har högsta resteffekterna för de olika fallen sammanställts.

Det framgår att vid 40 års drifttid ökar max effektutveckling från 10,2 MW till 10,7 MW på grund av effekthöjningarna. För 60 års reaktordrift blir max effektutveckling 13,1 MW respektive 14,2 MW.

Frågan om effekten i Clab påverkas av ökad medelutbränning i bränslet har studerats. Verken strävar ju att höja utbränningen för att få ut mer energi per element. Beräkningar visar att en ökad medelutbränning ger färre element, men resteffekten per element blir högre. För Clab kompenseras de färre elementen med att varje får lite högre resteffekt. Resteffekten blir därför samma för olika utbränningsscenario.

Tabell B1-4. Antal bränsleelement.

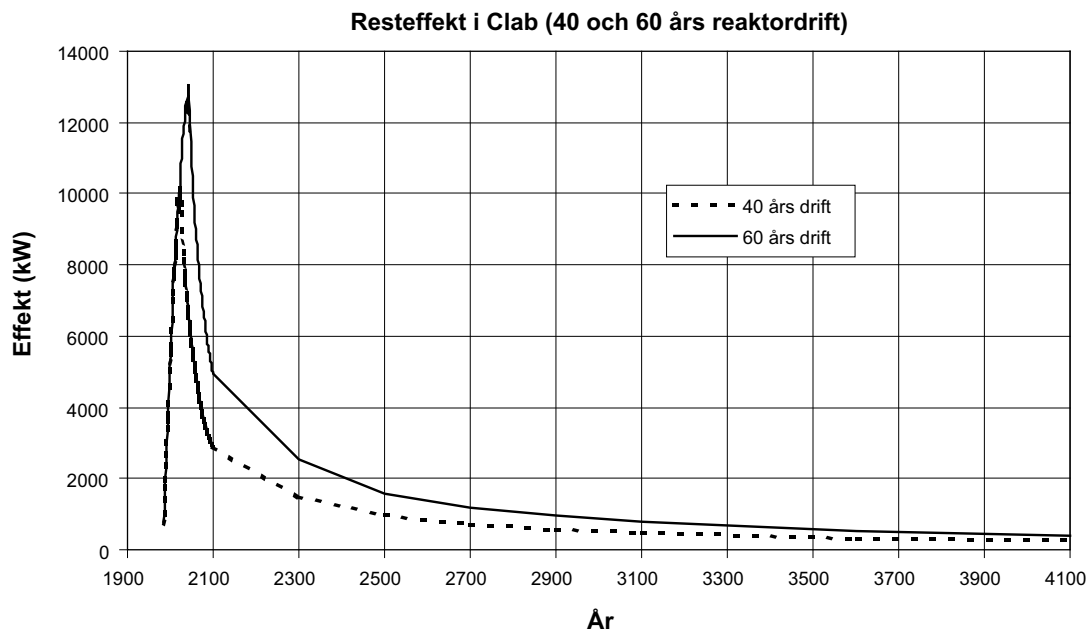
Driftår	Ingen effekthöjning		Effekthöjning	
	40 år	60 år	40 år	60 år
BWR	36 951	51 723	37 672	54 377
PWR	4 836	7 156	5 043	7 664
Summa	41 787	58 879	42 715	62 041

Tabell B1-5. Bränsleinventarium (ton U).

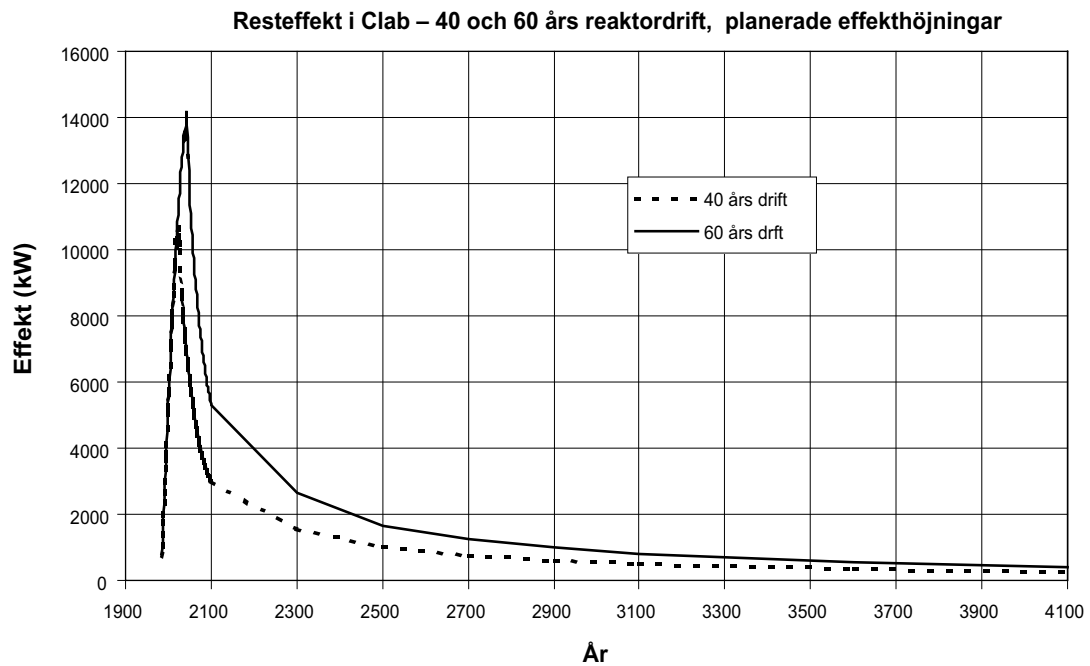
Driftår	Ingen effekthöjning		Effekthöjning	
	40 år	60 år	40 år	60 år
BWR	6 577	9 207	6 706	9 679
PWR	2 191	3 242	2 284	3 472
Summa	8 768	12 448	8 990	13 151

Tabell B1-6. Sammanställning av max resteffekter i Clab (MW).

Antal driftår	Ingen effekthöjning	Effekthöjningar
40	10,2	10,7
60	13,1	14,2



Figur B1-1. Resteffekten i Clab – Inga effekthöjningar, 40 och 60 års drifttid.



Figur B1-2. Resteffekten i Clab – Effekthöjningar, 40 och 60 års drifttid.

Referenser

- /1/ Plan, 2005. Kostnader för kärnkraftens radioaktiva restprodukter, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- /2/ E-mailkorrespondens med Ringhals, Oskarshamn och Forsmark om planer för effekthöjningar.
- /3/ NUREG/CR-0200. Revision 7, SAS2: A coupled one-dimensional depletion and shielding analysis module, I. C. Gauld, O. W. Hermann, Date Published: May 2004.

Bilaga B1.1

Driftscenario 40 års drift

Reaktor	B1	B2	R1	O1	O2	O3	F1	F2	F3	R2	R3	R4
Antal element i härden	444	444	648	448	444	700	676	676	700	157	157	157
Termisk effekt (MW)	1 800	1 800	2 500	1 375	1 800	3 300	2 930	2 930	3 300	2 652	2 775	2 775
Antal driftdagar	330	330	330	330	330	330	330	330	330	330	330	330
Elementvikt (kg)	0,18	0,18	0,178	0,175	0,178	0,18	0,175	0,175	0,18	0,44	0,46	0,46
Utbränning/cykel MWd/tU)			6 151	5 267	7 065	8 643	7 438	7 683	8 384	11 618	12 680	12 680
Slututbränning (MWd/tU)			45 000	45 000	45 000	45 000	45 000	45 000	45 000	50 000	50 000	50 000
Antal element/år from 2005			89	52	70	134	112	115	130	36	40	40
Ar	Antal slututbrända element											
1975												
1976				6								
1977	5			3	5							
1978	57			1	2					11		
1979	108		25	2	7					1		
1980	107	87	13	10	3					36		
1981	100	213	107	31	175					20		
1982	112	0	108	76	132					22		
1983	103	158	98	92	126		82	1		29		
1984	114	168	86	69	105		204	158		19	25	5
1985	110	0	193	44	156		106	118		28	44	49
1986	97	137	179	89	71	4	110	140		39	43	36
1987	98	74	115	18	58	166	214	171	172	37	25	37
1988	90	94	120	48	66	154	136	230	14	36	43	35
1989	95	75	43	132	71	144	120	113	160	38	28	25
1990	66	84	114	56	71	120	219	135	178	32	12	37
1991	100	64	80	59	77	146	141	144	164	53	37	40
1992	80	74	76	21	91	120	124	124	124	40	38	32
1993	60	0	72	36	4	146	128	104	170	45	32	36
1994	46	100	80	0	70	156	102	120	183	44	37	33
1995	90	78	92	0	94	160	144	124	115	37	87	57
1996	84	82	94	89	56	148	149	122	194	37	57	49
1997	96	74	48	0	78	98	133	132	158	36	48	44
1998	62	60	98	43	58	154	94	142	112	48	37	48
1999	70	66	72	26	48	148	116	72	134	40	33	33
2000	27	42	46	57	82	118	68	100	134	20	43	40
2001	84	80	126	34	62	144	120	136	112	40	41	57
2002	60	2	112	0	68	132	154	118	158	52	45	56
2003	60	260	94	4	108	134	120	168	194	46	41	48
2004		23	118	160	61	110	166	130	120	44	48	41
2005		444	89	52	70	134	112	115	130	36	40	40
2006			89	52	70	134	112	115	130	36	40	40
2007			89	52	70	134	112	115	130	36	40	40
2008			89	52	70	134	112	115	130	36	40	40
2009			89	52	70	134	112	115	130	36	40	40
2010			89	52	70	134	112	115	130	36	40	40
2011			89	52	70	134	112	115	130	36	40	40
2012			89	448	70	134	112	115	130	36	40	40
2013			89		70	134	112	115	130	36	40	40
2014			89		444	134	112	115	130	36	40	40
2015			648			134	112	115	130	157	40	40
2016						134	112	115	130		40	40
2017						134	112	115	130		40	40
2018						134	112	115	130		40	40
2019						134	112	115	130		40	40
2020						134	676	115	130		40	40
2021						134		676	130		157	40
2022						134			130			40
2023						134			130			157
2024						134			130			
2025						700			700			

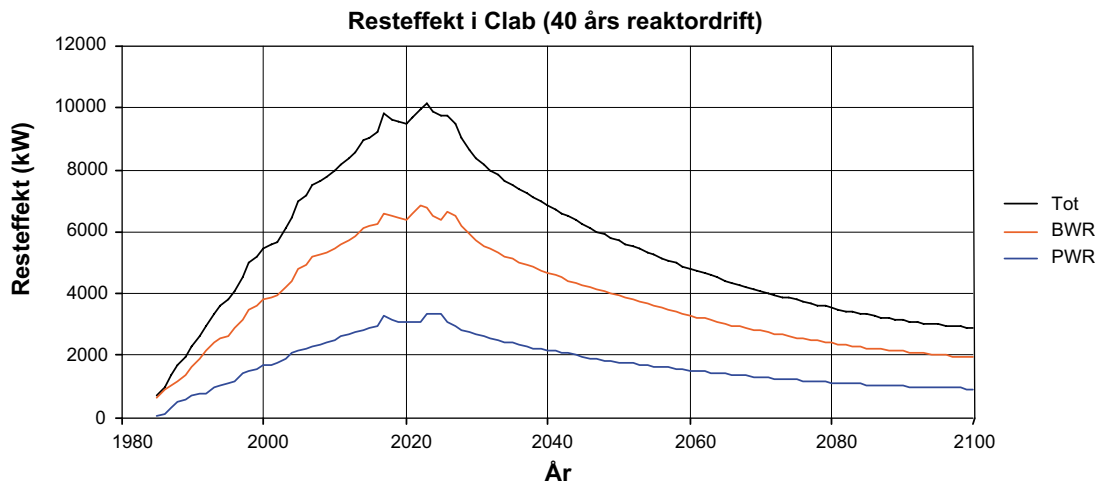
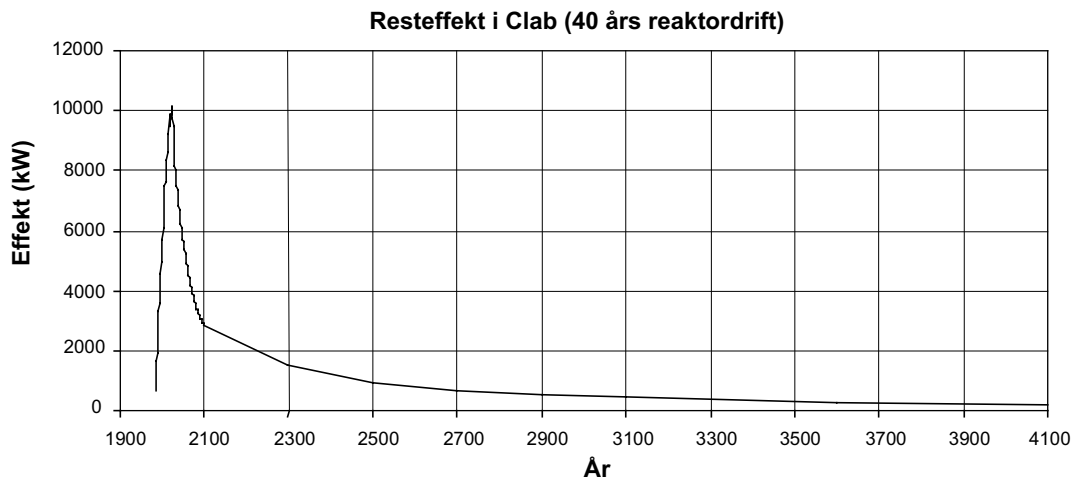
Bilaga B1.2

Driftscenario 60 års drift

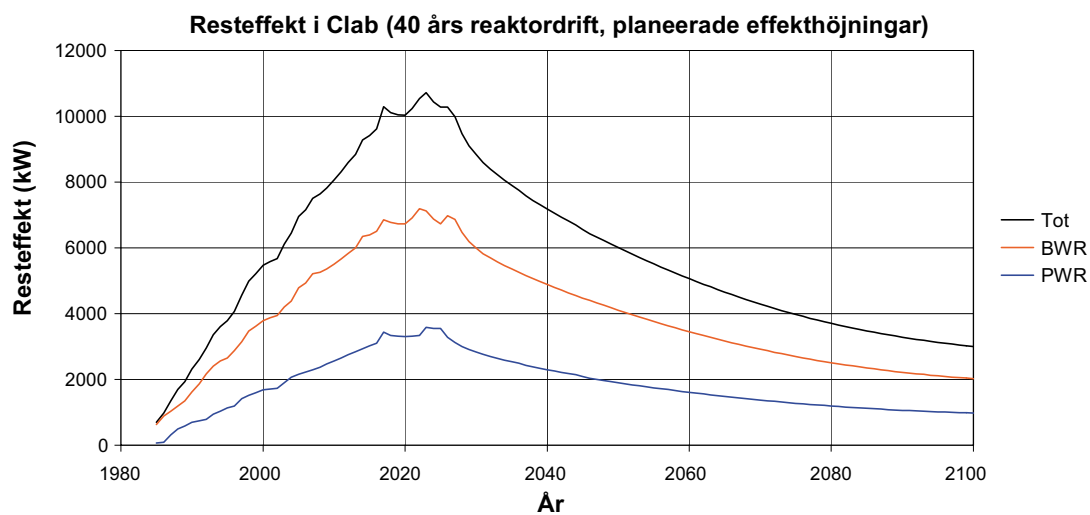
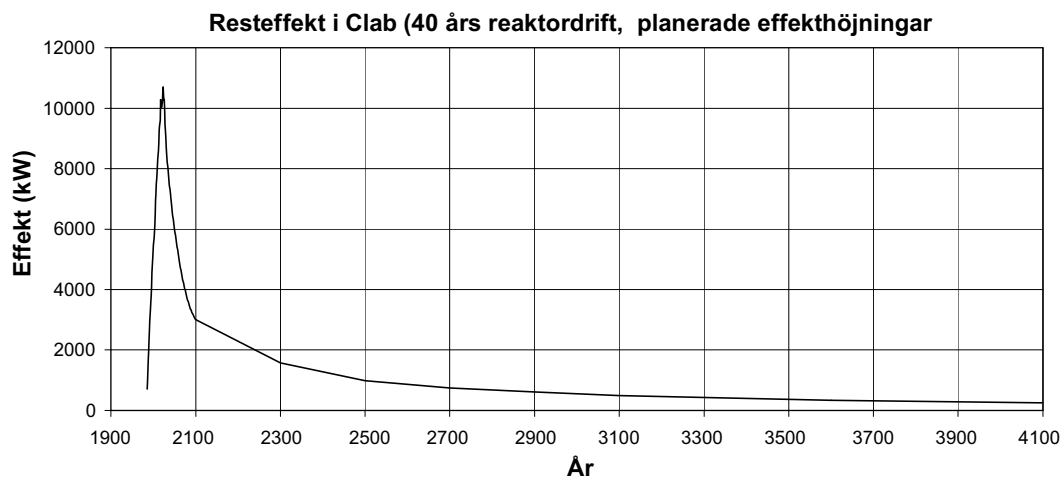
Reaktor	B1	B2	R1	O1	O2	O3	F1	F2	F3	R2	R3	R4
Antal element i härden	444	444	648	448	444	700	676	676	700	157	157	157
Termisk effekt (MW)	1 800	1 800	2 500	1 375	1 800	3 300	2 930	2 930	3 300	2 652	2 775	2 775
Antal drift dagar	330	330	330	330	330	330	330	330	330	330	330	330
Elementvikt (kg)	0,18	0,18	0,178	0,175	0,178	0,18	0,175	0,175	0,18	0,44	0,46	0,46
Utbränning/cykel MWd/tU)			6 151	5 267	7 065	8 643	7 438	7 683	8 384	11 618	12 680	12 680
Slututbränning (MWd/tU)			45 000	45 000	45 000	45 000	45 000	45 000	45 000	50 000	50 000	50 000
Antal element/år from 2005			89	52	70	134	112	115	130	36	40	40
Ar	Antal slututbrända element											
1975												
1976				6								
1977	5			3	5							
1978	57			1	2					11		
1979	108		25	2	7					1		
1980	107	87	13	10	3					36		
1981	100	213	107	31	175					20		
1982	112	0	108	76	132					22		
1983	103	158	98	92	126		82	1		29		
1984	114	168	86	69	105		204	158		19	25	5
1985	110	0	193	44	156		106	118		28	44	49
1986	97	137	179	89	71	4	110	140		39	43	36
1987	98	74	115	18	58	166	214	171	172	37	25	37
1988	90	94	120	48	66	154	136	230	14	36	43	35
1989	95	75	43	132	71	144	120	113	160	38	28	25
1990	66	84	114	56	71	120	219	135	178	32	12	37
1991	100	64	80	59	77	146	141	144	164	53	37	40
1992	80	74	76	21	91	120	124	124	124	40	38	32
1993	60	0	72	36	4	146	128	104	170	45	32	36
1994	46	100	80	0	70	156	102	120	183	44	37	33
1995	90	78	92	0	94	160	144	124	115	37	87	57
1996	84	82	94	89	56	148	149	122	194	37	57	49
1997	96	74	48	0	78	98	133	132	158	36	48	44
1998	62	60	98	43	58	154	94	142	112	48	37	48
1999	70	66	72	26	48	148	116	72	134	40	33	33
2000	27	42	46	57	82	118	68	100	134	20	43	40
2001	84	80	126	34	62	144	120	136	112	40	41	57
2002	60	2	112	0	68	132	154	118	158	52	45	56
2003	60	260	94	4	108	134	120	168	194	46	41	48
2004		23	118	160	61	110	166	130	120	44	48	41
2006			89	52	70	134	112	115	130	36	40	40
2007			89	52	70	134	112	115	130	36	40	40
2008			89	52	70	134	112	115	130	36	40	40
2009			89	52	70	134	112	115	130	36	40	40
2010			89	52	70	134	112	115	130	36	40	40
2011			89	52	70	134	112	115	130	36	40	40
2012			89	52	70	134	112	115	130	36	40	40
2013			89	52	70	134	112	115	130	36	40	40
2014			89	52	70	134	112	115	130	36	40	40
2015			89	52	70	134	112	115	130	36	40	40
2016			89	52	70	134	112	115	130	36	40	40
2017			89	52	70	134	112	115	130	36	40	40
2018			89	52	70	134	112	115	130	36	40	40
2019			89	52	70	134	112	115	130	36	40	40
2020			89	52	70	134	112	115	130	36	40	40
2021			89	52	70	134	112	115	130	36	40	40
2022			89	52	70	134	112	115	130	36	40	40
2023			89	52	70	134	112	115	130	36	40	40
2024			89	52	70	134	112	115	130	36	40	40
2025			89	52	70	134	112	115	130	36	40	40
2026			89	52	70	134	112	115	130	36	40	40
2027			89	52	70	134	112	115	130	36	40	40

År	Antal slututbrända element										
2028	89	52	70	134	112	115	130	36	40	40	
2029	89	52	70	134	112	115	130	36	40	40	
2030	89	52	70	134	112	115	130	36	40	40	
2031	89	52	70	134	112	115	130	36	40	40	
2032	89	448	70	134	112	115	130	36	40	40	
2033	89		70	134	112	115	130	36	40	40	
2034	89		444	134	112	115	130	36	40	40	
2035	648			134	112	115	130	157	40	40	
2036				134	112	115	130		40	40	
2037				134	112	115	130		40	40	
2038				134	112	115	130		40	40	
2039				134	112	115	130		40	40	
2040				134	676	115	130		40	40	
2041				134		676	130		157	40	
2042				134			130			40	
2043				134			130			157	
2044				134			130				
2045				700			700				

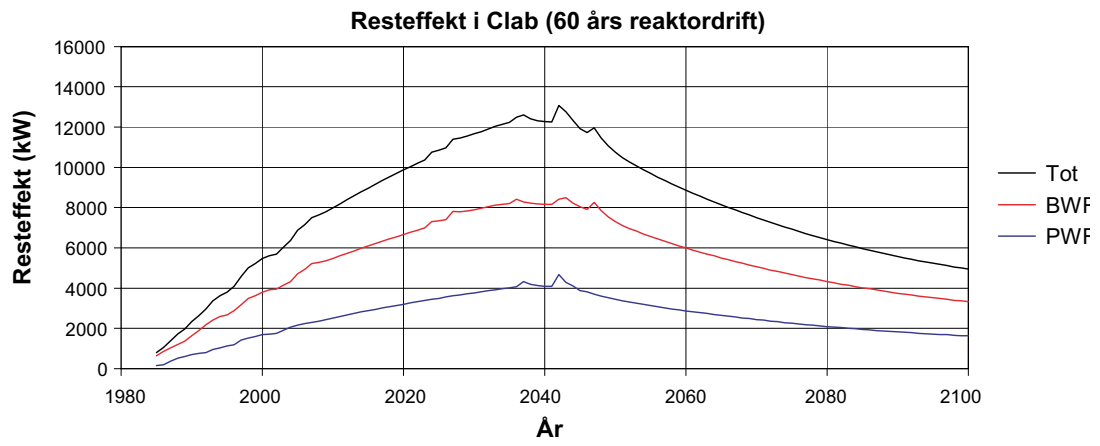
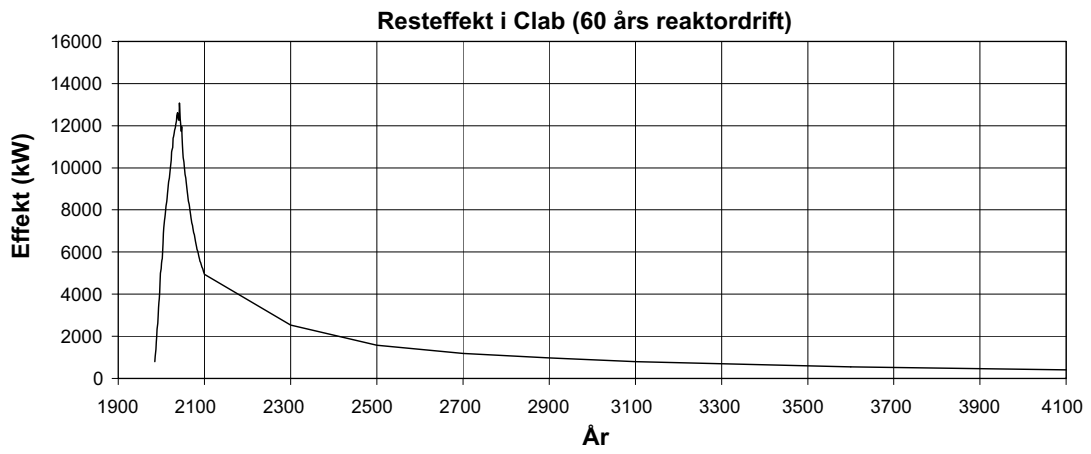
Resteffekt i Clab, 40 års reaktordrift, inga effekthöjningar



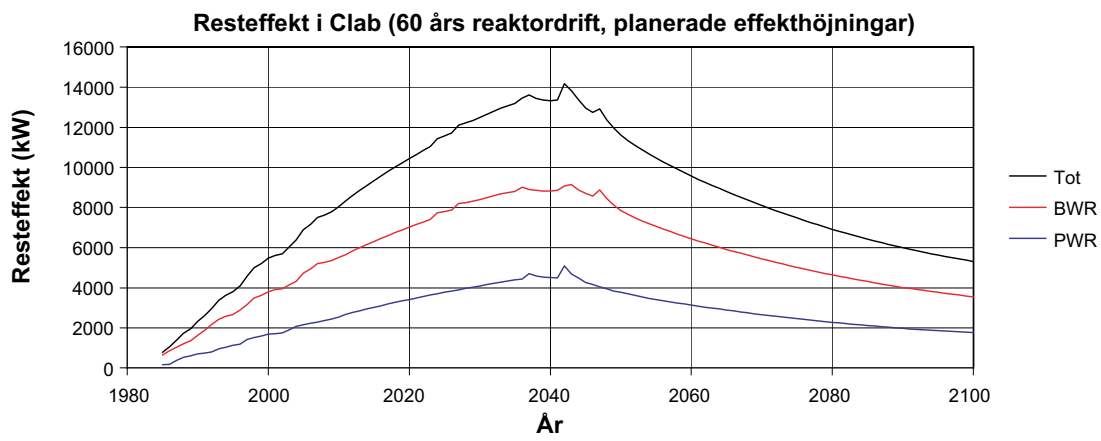
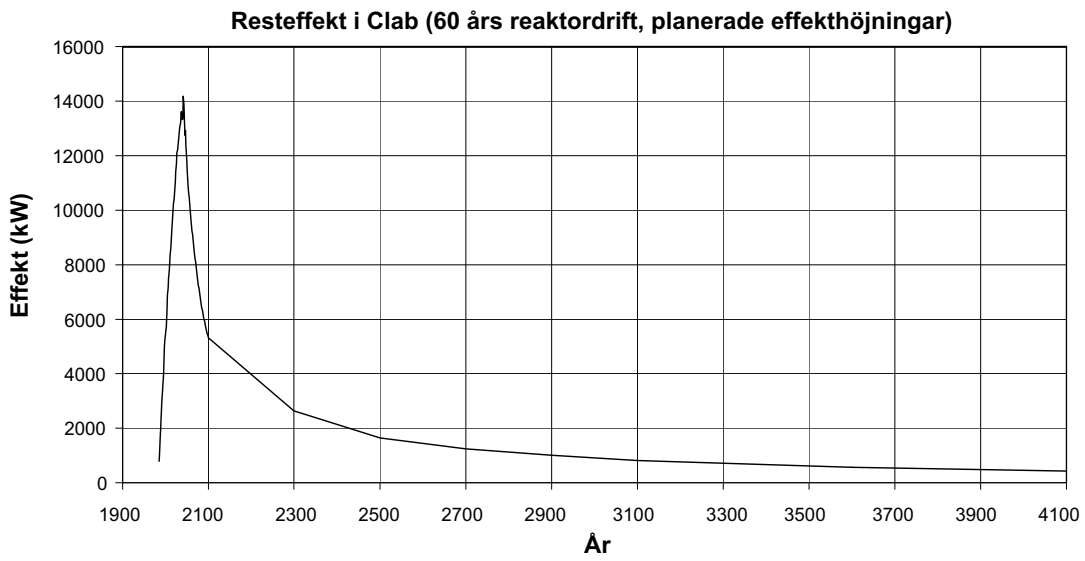
Resteffekt i Clab, 40 års reaktordrift, planerade effekthöjningar



Resteffekt i Clab, 60 års reaktordrift, inga effekthöjningar



Resteffekt i Clab, 60 års reaktordrift, planerade effekthöjningar



Sammanställning av volymer, ytor etc

Dimensioner på bergsalar och bassänger

Bergrummens dimensioner som beräkningarna baseras på är sammanställda i tabellerna nedan. Samtliga uppgifter är hämtade från /SKB 1999/.

Då driften förlängs till 60 år kommer en utbyggnad av Clab med en tredje bergsal att krävas. För detta fall uppskattas volymen för Clab 3 att vara den samma som för Clab 2 (88 000 m³). Den totala volymen blir för detta fall därmed 271 000 kubikmeter.

Dimensioner bassänger redovisas i tabell B2-2.

Tabell B2-1. Bergsalarnas huvudmått.

	Längd (m)	Bredd (m)	Höjd (m)	Tvårsnittsarea (m ²)	Volym (m ³)
Clab 1					
Bergrum	120	21	27	530	70 000 *
Transporttunnel	500	8	5	37	25 000
Summa					95 000
Clab 2					
Bergrum	120	21	27	530	61 000
Kanaltunnel	40	10	22	190	11 000
Transporttunnel	400	8	5	37	16 000
Summa					88 000
Totalt					183 000

* Inkl. nedre hjälpsystembyggnad.

Tabell B2-2. Dimensioner för bassänger /SKB 1999/.

	Längd (m)	Bredd (m)	Djup (m)
Bassängblock 1			
Förvaringsbassäng	18,2	13,8	13
Förbindelsebassäng	13,8	13,8	13
Transportkanal inkl. bränslehisschakt	16,3	1,5–3,6	8,3–14
Bassängblock 2			
Förvaringsbassäng	18,2	13,8	13
Förbindelsebassäng	13,8	13,8	13
Transportkanal inkl. servicebassäng	44,1	1,5–3,0	7,8–10,1
Servicebassäng	4,5	3	10,1

Uppskattning av vattenvolym i bassänger

Förvaringsbassängerna är fyllda med vatten upp till en höjd av cirka 12,5 meter. Detta ger en volym på:

$$V = 18,2 \cdot 13,8 \cdot 12,5 = 3\,140 \text{ m}^3.$$

Bränslet med rack etc upptar en del av denna volym. Under antagandet att de fyra bassängerna i ett bassängblock rymmer 5 000 ton uran tillsammans, innehåller varje bassäng 1 250 ton uran. Densiteten på uran är cirka 20 ton/m³ vilket ger en uranvolym på cirka 62,5 kubikmeter. Om man antar att rack, bränsleboxar etc upptar lika stor volym ger detta tillsammans en uppskattad volym på i storleksordningen 100–150 kubikmeter per bassäng. Vattenvolymen i respektive bassäng skulle därmed vara ungefär 3 000 kubikmeter.

Lagringszonen, den del där bränsleelementen står i bassängen, är 5 meter hög. Vid drift täcks bränslet följaktligen med cirka 7,5 meter vatten. Vattenvolymen ovanför bränslet är därmed:

$$V = 18,2 \cdot 13,8 \cdot 7,5 = 1\,900 \text{ m}^3.$$

Vattenvolymen i lagringszonen uppskattas till cirka 1 100 m³ (3 000–1 900).

Mittbassängen rymmer en vattenvolym på:

$$V = 12,8 \cdot 13,8 \cdot 12,5 = 2\,200 \text{ m}^3.$$

Av denna volym ligger cirka 900 m³ i nivå med lagringszonen och 1 300 m³ ovanför denna.

Den totala vattenvolymen i respektive bassängblock uppskattas till:

$$V = 4 \cdot 3\,000 + 2\,200 = 14\,200 \text{ m}^3.$$

Tillsammans innehåller de två bränslebassängerna uppskattningsvis 28 400 kubikmeter vatten. Till detta kommer vattenvolymen i transportkanaler, servicebassäng och bränslehisschakt vilka rymmer cirka 1 300 kubikmeter vatten /SKB 1999/. Det vatten som finns i denna del av anläggningen försummas dock i de beräkningar som genomförs i denna utredning. För 60-årsalternativet med en tredje bränslebassäng uppskattas vattenvolymen till 42 600 kubikmeter, det vill säga även den tredje bassängen rymmer 14 200 kubikmeter.

Uppskattning av bergytor

Baserat på antagandet att de två bergrummens och kanaltunnelns vertikala tvärsnitt är rektangulärt uppskattas bergytor för respektive bergrum enligt tabell B2-3.

Den totala bergytan uppskattas därför till cirka 28 300 m². För 60-årsalternativet antas den tredje bergsalen ha samma bergyta som Clab 1 och Clab 2. Dessutom antas att ytterligare en kanaltunnel tillkommer. Den totala bergytan uppskattas därmed till cirka 44 000 m² (= 3·12 654+2·3 000).

Volym utanför bassänger

Baserat på uppgifter i /SKB 1999/ har volymen mellan bergvägg bassängerna till en höjd upp till bassängens överkant uppskattats, se tabell B2-4.

Den totala volymen utanför de två bassängerna uppskattas därför till cirka 36 000 kubikmeter. Volym i anslutning till servicebassängen är försummad. Vid en eventuell utbyggnad med en tredje bergsal (Clab 3) uppskattas volymen utanför bassängerna till 54 000 kubikmeter (= 3·18 000).

Tabell B2-3. Uppskattade bergytor.

	Clab 1 resp. Clab 2	Kanaltunnel
Takyta	$120 \cdot 21 = 2\,520 \text{ m}^2$	$40 \cdot 10 = 400 \text{ m}^2$
Väggyta	$2 \cdot 120 \cdot 27 + 2 \cdot 21 \cdot 27 = 7\,614 \text{ m}^2$	$2 \cdot 40 \cdot 22 + 2 \cdot 10 \cdot 22 = 2\,200 \text{ m}^2$
Golvyta	$120 \cdot 21 = 2\,520 \text{ m}^2$	$40 \cdot 10 = 400 \text{ m}^2$
Summa	$2\,520 + 7\,614 + 2\,520 = 12\,654 \text{ m}^2$	$400 + 2\,200 + 400 = 3\,000 \text{ m}^2$

Tabell B2-4. Uppskattade volymer utanför bassänger.

	Clab 1 resp. Clab 2
Under bassäng	$95,6 \cdot 12,3 \cdot 2,5 = 2\,940 \text{ m}^3$
Vid sidan om bassäng	$2 \cdot (95,6 \cdot (70,5 - 54,0)) \cdot 2,1 = 6\,625 \text{ m}^3$
Framför och bakom bassäng	$(120 - 95,6) \cdot 21 \cdot (70,5 - 54,0) = 8\,455 \text{ m}^3$
Summa	$2\,940 + 6\,625 + 8\,455 = 18\,020 \text{ m}^3$

Referens

SKB, 1999. Clab etapp 2 Anläggningsbeskrivning – Layout C, SKB R-99-50, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Vatteninströmning och kemisk sammansättning på inströmmande vatten

Vatteninströmning till Clab

Inläckaget av grundvatten till de två bergsalarna under perioden januari 2001 till december 2004 redovisas i figur B3-1. Vattenflödet har varierat mellan 26 liter/min och 80 liter/min, med ett toppvärde på 142 liter/min under en period med mycket kraftig nederbörd. Data i figur B3-1 har räknats om till en fördelning, figur B3-2 och andelen data som är mindre än ett visst värde har beräknats. Som ett representativt medelvärde för inläckaget används det aritmetiska medelvärdet 46 liter/min.

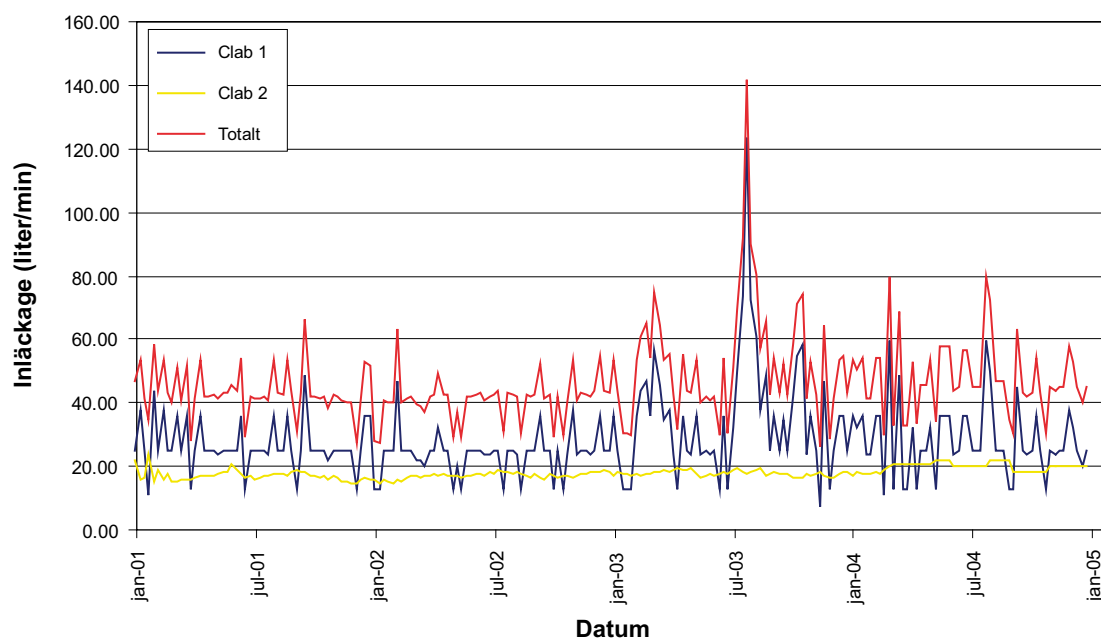
Flödet av vatten in till anläggningen varierar med vattennivå i den samma. Enligt ovan är vattenflödet in till en torrlagd anläggning 0,8 l/s. När vattennivån i anläggningen når upp till bränslebassängernas överkant uppskattas flödet till:

$$0,8 \cdot \frac{20 + 10}{20 + 26} \approx 0,5 \text{ l/s}$$

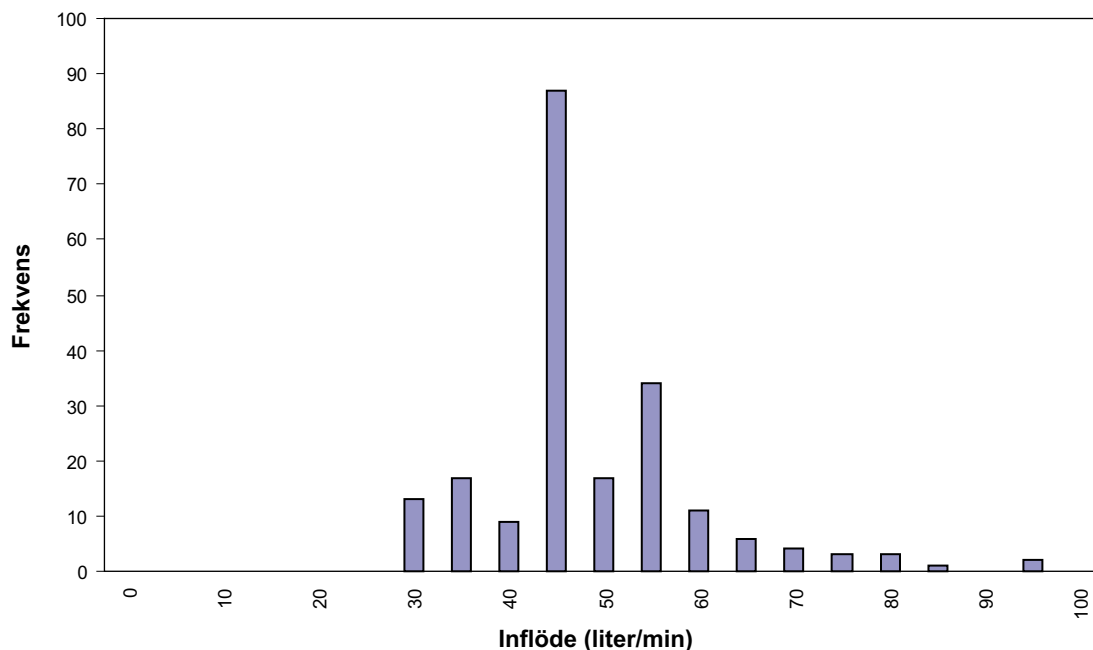
Då anläggningen är vattenfylld uppskattas flödet till:

$$0,8 \cdot \frac{20}{20 + 26} \approx 0,35 \text{ l/s}$$

Inläckaget av grundvatten in till anläggningen innan Clab 2 byggdes var i stort sett den samma som efter det att den andra bergsalen byggdes. Inläckaget har under perioden mars 1981 och december 2000 varierat mellan cirka 20 liter/min och 80 liter/min med ett medelvärde på 44 liter/min. Detta är i stort sett det samma som inläckaget efter det att Clab 2 anlades. Med detta som bakgrund görs antagandet att vattenflödet in till anläggningen vid en eventuell utbyggnad med en tredje bergsal (Clab 3) varierar på samma sätt som för den aktuella anläggningen, det vill säga 0,8, 0,5 respektive 0,35 liter per sekund.



Figur B3-1. Mängd inläckande grundvatten till Clab oktober 2000–december 2004.



Figur B3-2. Histogram över mängd inläckande grundvatten till Clab under perioden oktober 2000–december 2004.

Beräkning av tid för att vattenfylla volym utanför bränslebassänger

Tiden det skulle ta att fylla volymen mellan bergvägg och bränslebassängerna i de två bergsalarna med inströmmande grundvatten har uppskattats. Beräkningen baseras på uppskattad volym utanför bassänger (se bilaga 2) och antagandena att inflödet av vatten är konstant i tiden och att allt inströmmande vatten hamnar utanför bassängerna. Eventuell volym tillgänglig utanför bassäng i kanaltunnel är försummad. Resultatet redovisas i figur B3-3.

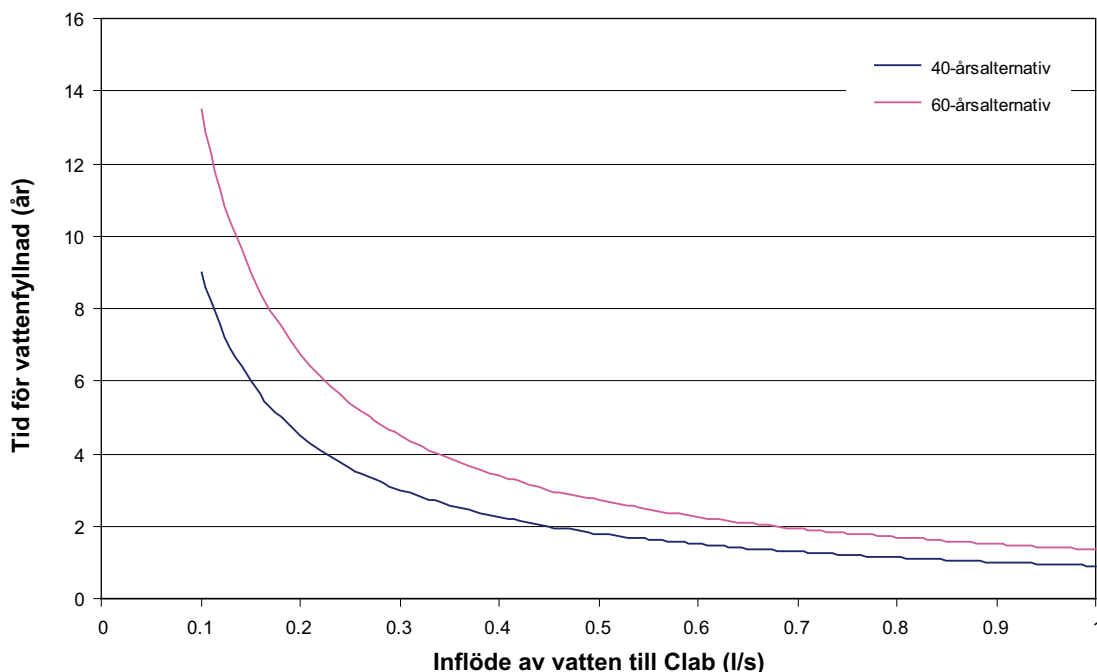
Med ett inflöde på 0,8 l/s motsvarande medelflödet in till Clab i dagsläget skulle det ta drygt ett år att vattenfylla volymen upp till bassängernas överkant. Flödet in till Clab avtar dock i och med att en allt större del av volymen vattenfylls. När vattennivån ligger i höjd med bassängernas överkant har flödet uppskattats till 0,5 l/s. Detta flöde ger en återfyllnadstid på drygt två år. För 60-årsalternativet uppskattas motsvarande tid till ett par tre år.

Beräkning av tid för att vattenfylla volym i bränslebassänger

Den totala vattenvolymen i de två bassängblocken uppges vara cirka 28 400 kubikmeter (se bilaga 2), det vill säga jämförbar med den uppskattade volymen utanför de två bassängblocken (se bilaga 2). Tiden som det tar att fylla de två bassängblocken med inströmmande grundvatten skulle därmed vara jämförbar med de resultat som redovisas i figur B3-3. Detta baseras på antagandet att inget av de vatten som tillförs bassängerna förångas. Slutsatsen blir den samma för 60-årsalternativet med tre bassängblock.

Beräkning av tid för att vattenfylla anläggningen

En grov skattning av tiden det tar att vattenfylla hela anläggningen då anläggningen initialt är torrlagd har gjorts. Beräkningen baseras på antagandet att inströmmningen av grundvatten är 0,8 l/s till tom anläggning och 0,35 l/s när anläggningen är vattenfylld. I beräkningen har grovt antagits att vattenflödet är proportionellt mot volymen vatten i anläggningen. Volymen att fylla uppskattas till 183 000 kubikmeter, alternativt 271 000 kubikmeter för 60-års drifttid,



Figur B3-3. Uppskattad tid för att fylla volymer utanför de två bassängerna (40-årsalternativet) respektive tre bassängerna (60-årsalternativet) med inströmmande grundvatten som en funktion av flöde av vatten in till Clab.

(se bilaga 2). Beräkningarna beaktar att bränslet kan förångas det grundvatten som strömmar in till anläggningen. Detta görs genom att anläggningen inte börjar fyllas upp förrän den vattenmängd som bränslets resteffekt teoretiskt kan förångas underskrider den inströmmande vattenmängden.

En grov uppskattning av återfyllnadsförloppet redovisas i figur B3-4. Beräkningarna visar att anläggningen kan börja fyllas upp kring år 2250 för 40-årsalternativet och ungefär 200 år senare för 60-årsalternativet. Överslagsberäkningen tyder på att anläggningen skulle kunna vara vattenfylld någon gång mellan år 2600 och 2700 alternativt kring år 3100 för 40 respektive 60 års drifttid. Om anläggningen istället överges år 2450 alternativt 2800 (den tidpunkt då torrkokning tidigast kan undvikas för 40 års respektive 60 års drifttid), uppskattas återfyllnaden ta cirka 200 år (40 års drifttid) respektive 300 år (60 års drifttid).

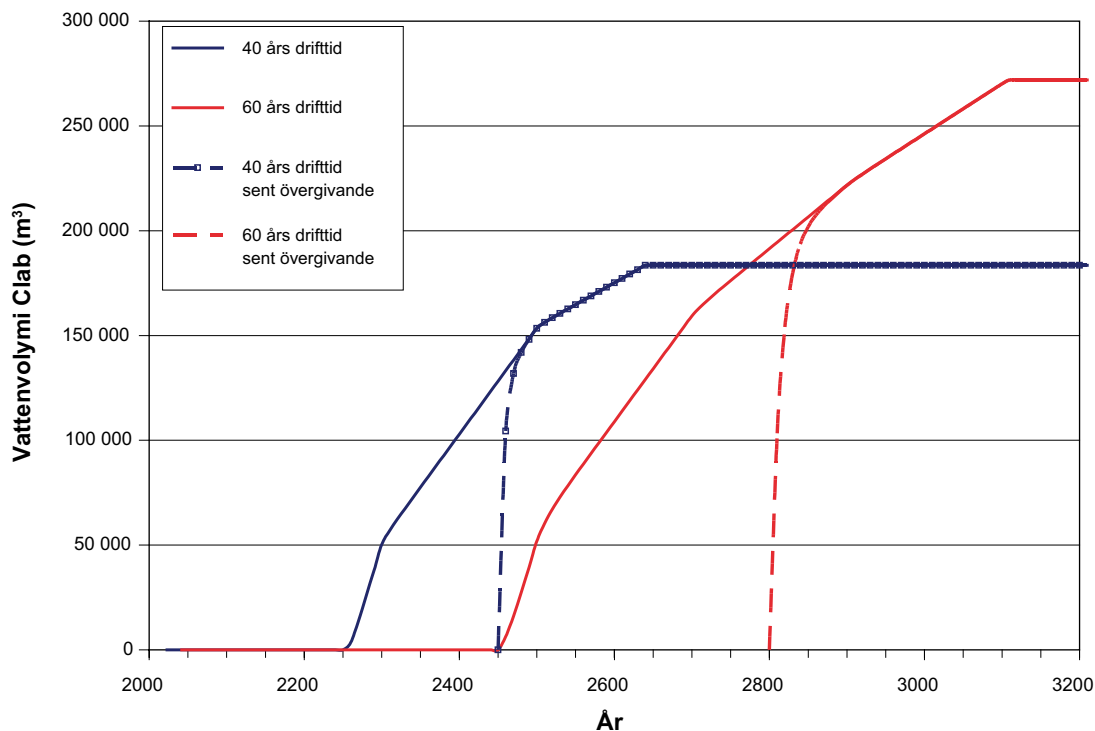
Vattensammansättning

Sammansättningen på det vatten som rinner in till transporttunneln och anläggningen har redovisats i /Birgersson et al. 1997/ och återges nedan.

pH	8
Cl ⁻	6–1 000 mg/l
Na ⁺	7–500 mg/l

Beräkning av kloridkoncentration i vattenfylld anläggning

Vatten som strömmar in till anläggningen har en kloridkoncentration på i storleksordningen 1 g/l. Om inströmmande grundvatten förångas kommer salthalten i anläggningen att öka. De beräkningar som har genomförts för att uppskatta tiden för att vattenfylla anläggningen (se



Figur B3-4. Uppskattad vattenvolym i Clab som en funktion av tid för alternativt 40 respektive 60 års drifttid.

ovan) har använts för att uppskatta kloridhalten i en vattenfylld anläggning. Den totala mängden vatten som har runnit in till anläggningen då denna är vattenfylld ges av vattenvolymen i ett fyllt Clab plus den mängd vatten som har förångats under den tid det har tagit att vattenfylla Clab.

Den totala mängden klorid som tillförs anläggningen har uppskattats till i storleksordningen 1 000–2 000 ton, om anläggningen överges vid en tidpunkt då bränslet har en resteffekt som överstiger den energimängd som behövs för att förångna inströmmade grundvatten, se tabell B3-1. Med en vattenvolym på 183 000 kubikmeter motsvarar detta en kloridkoncentration kring 60 g/l vid 40 års drifttid och knappt 80 g/l då driften förlängs till totalt 60 år (vattenvolym 271 000 kubikmeter, se bilaga 2). Om anläggningen däremot överges betydligt senare (2450 alternativt 2800) kommer kloridkoncentrationen att ligga i storleksordningen 10 till 20 mg/l.

Tabell B3-1. Uppskattad kloridmängd och -koncentration i ett vattenfyllt Clab.

Scenario	Tidpunkt då Clab överges	Tidpunkt då Clab är vattenfyllt	Inströmmade vattenvolym (m ³)	Kloridmängd (kg)	Kloridkonc. (g/l)
40 års drifttid	2023	2640	1,21E+07	1,21E+07	66
40 års drifttid	2085	2640	1,06E+07	1,06E+07	58
40 års drifttid	2450	2640	2,56E+06	2,56E+06	14
60 års drifttid	2042	3100	2,09E+07	2,09E+07	77
60 års drifttid	2085	3100	1,98E+07	1,98E+07	73
60 års drifttid	2800	3100	4,03E+06	4,03E+06	15

Referens

Birgersson L, Grundfelt B, Pers K, 1997. Konsekvenser av ett övergivet Clab. SKB R-98-18, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Värmeberäkningar

Värmeledning i omgivande berg

En enkel överslagsberäkning av vilken temperatur som bergväggen antar vid steady-state har genomförts. I beräkningarna antas anläggningen ha formen av en plan platta. Med detta antagande ges värmetransporten vid steady-state av /Coulson och Richardson 1977/:

$$Q = \frac{k \cdot A \cdot (T_{\text{vägg}} - T_{\text{berg}})}{x} \quad (1)$$

där

Q = bränslets resteffekt (W)

A = berggrummets väggyta (m^2)

k = bergets värmekonduktivitet ($\text{W}/\text{m}, ^\circ\text{C}$)

x = bergtäckningens tjocklek (m)

$T_{\text{vägg}}$ = bergväggens temperatur ($^\circ\text{C}$)

T_{berg} = bergets temperatur på avståndet r_{ytter} ($^\circ\text{C}$).

Berggrummets väggyta är enligt bilaga 2, 28 300 m^2 för en drifttid på 40 år respektive 44 000 m^2 vid 60 års drifttid. Bergets värmekonduktivitet antas vara 3 $\text{W}/\text{m}, ^\circ\text{C}$ och dess temperatur, T_{berg} , är satt till 10 $^\circ\text{C}$. Den antagna bergtemperaturen har en begränsad inverkan på den beräknade väggtemperaturen. Bergtäckningens tjocklek har varierats.

Den beräknade väggtemperaturen presenteras i figur B4-1. Den slutsats som kan dras är att berget inte klarar av att leda bort den alstrade effekten utan att temperaturen i Clab stiger avsevärt. Med en bergtäckning på 20 meter och en resteffekt kring 3 MW skulle temperaturen på bergväggen vara mellan 700 och 800 $^\circ\text{C}$ för 40-årsalternativet. Med en resteffekt på 10 MW alternativt 14 MW (maximal resteffekt för 40 år respektive 60 års drifttid) blir motsvarande temperatur mellan 2 000 och 3 000 $^\circ\text{C}$.

Motsvarande beräkningar har också genomförts under antagande att anläggningen har formen av ett tjockväggigt rör. Med detta antagande ges värmetransporten vid steady-state av /Coulson och Richardson 1977/:

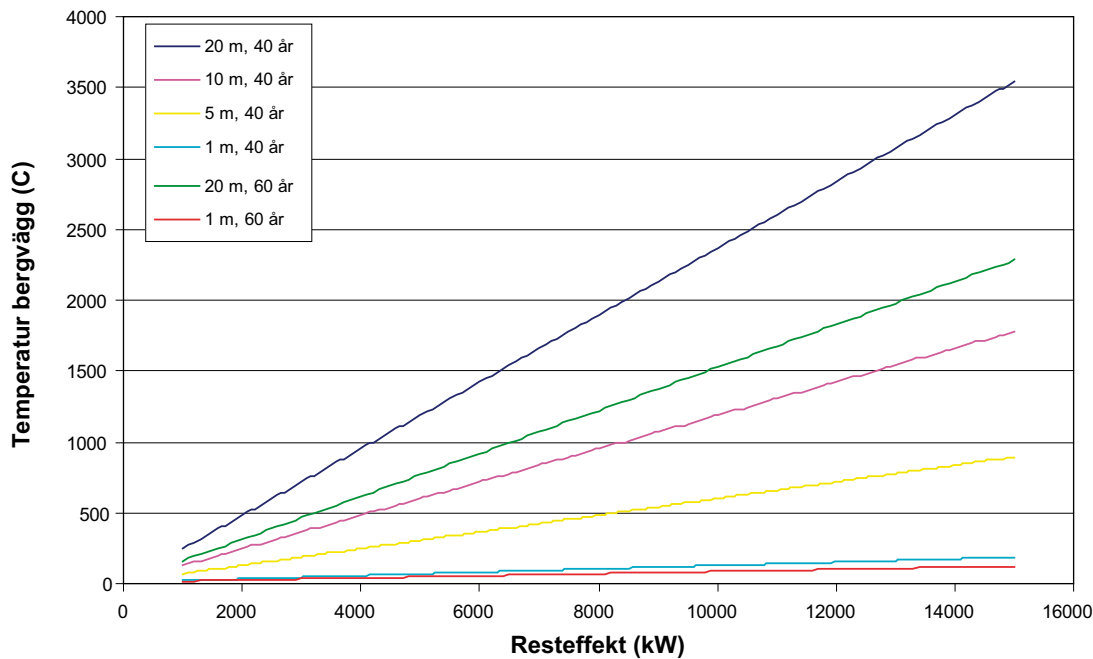
$$Q = \frac{2 \cdot \pi \cdot L \cdot k \cdot (T_{\text{vägg}} - T_{\text{berg}})}{\ln\left(\frac{r_{\text{ytter}}}{r_{\text{inner}}}\right)} \quad (2)$$

L = cylinderns längd (m)

r_{inner} = cylinderns innerradie (m)

r_{ytter} = cylinderns ytterradie (m).

Rörets innerradie har satts till 13 meter vilket motsvarar berggrummets halva höjd. Ytterradien motsvarar summan av innerradien och bergtäckningens tjocklek. Den senare har varierats. Cylinderns inneryta har satts till berggrummets väggyta (28 300 m^2 enligt bilaga 1). Denna yta och antagen innerradie ger cylinderns längd, 346 meter. Bergets värmekonduktivitet antas vara 3 $\text{W}/\text{m}, ^\circ\text{C}$ och dess temperatur, T_{berg} , är satt till 10 $^\circ\text{C}$. Den antagna bergtemperaturen har en begränsad inverkan på den beräknade väggtemperaturen.



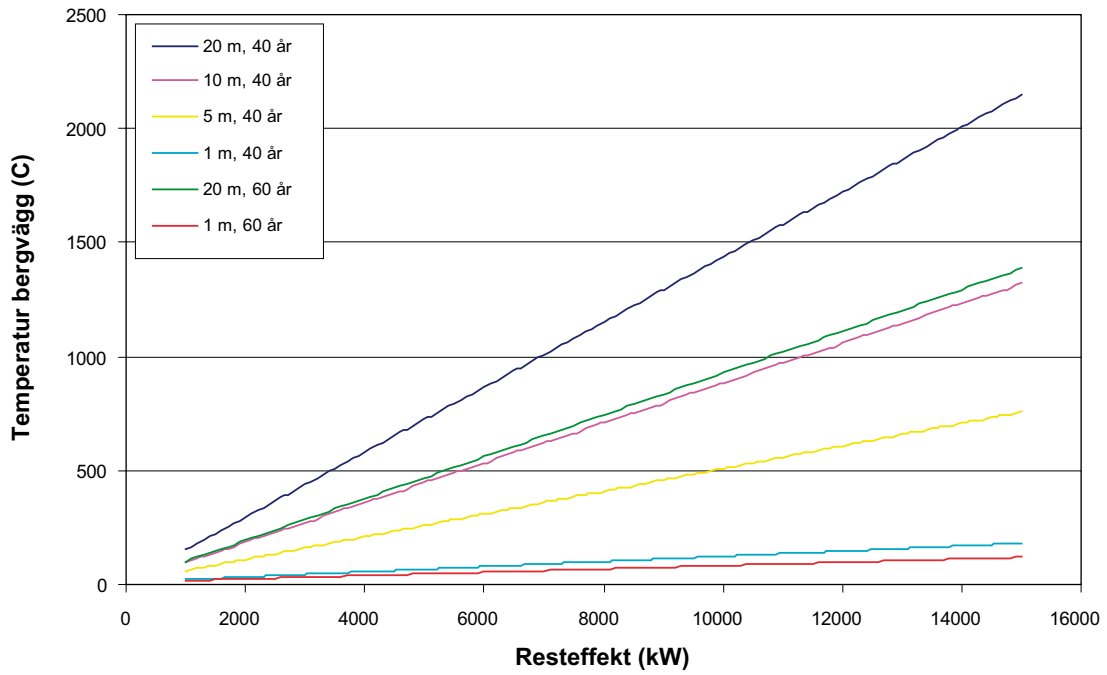
Figur B4-1. Temperatur på bergvägg som en funktion av bränslets resteffekt vid olika bergtäckningar. Temperaturen i ostört berg antas vara 10 °C.

Detta ger något lägre temperaturer än fallet med plan platta. Med en bergtäckning på 20 meter och en resteffekt kring 3 MW skulle temperaturen på bergväggen vara upp emot 400 och 500 °C. Med en resteffekt på 10 MW alternativt 14 MW (maximal resteffekt för 40 års respektive 60 års drifttid) blir motsvarande temperatur mellan 1 000 och 1 500 °C. Den beräknade väggtemperaturen presenteras i figur B4-2. Slutsatsen blir dock den samma, berget klarar inte av att leda bort den alstrade effekten utan att temperaturen i Clab stiger avsevärt.

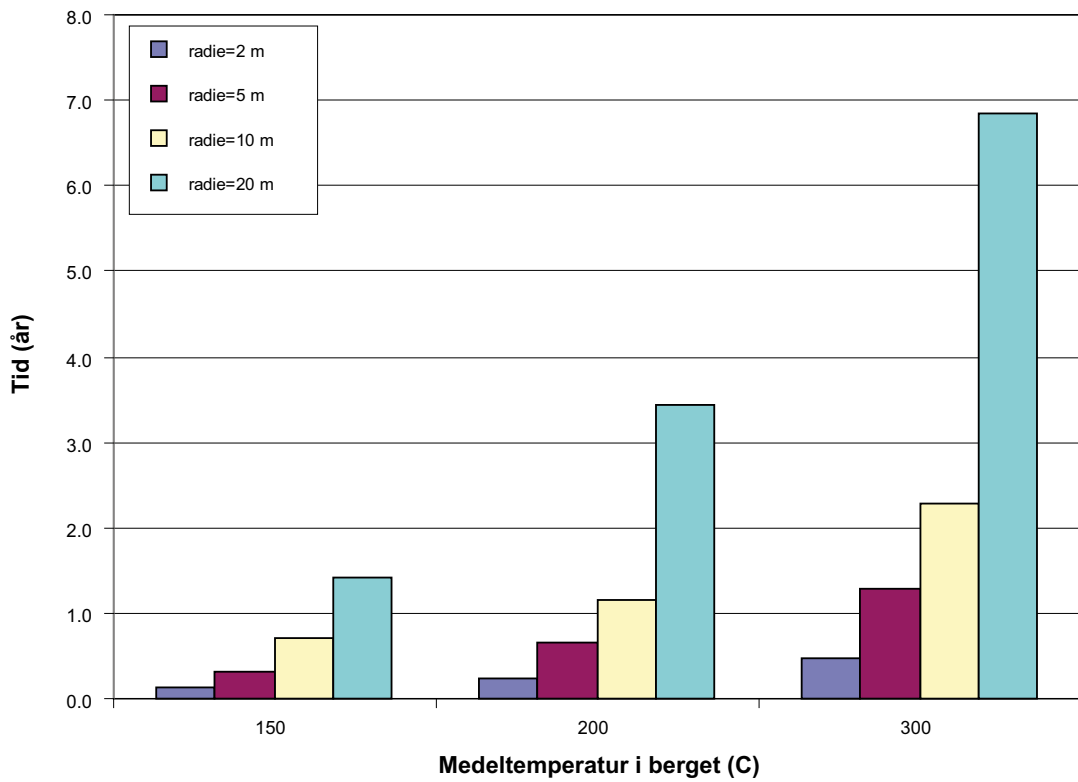
Förångning av inströmmande grundvatten i berg

Om temperaturen i anläggningen stiger markant kommer även temperaturen i omgivande berg att öka. Om bergets temperatur överskrider 100 °C kommer inströmmande grundvatten att kunna förångas redan innan det når anläggningen. Detta skulle i så fall kunna påverka tidpunkten vid vilken anläggningen kan vattenfyllas.

Den energin som kan lagras i omgivande berg på grund av att bergmassans temperatur är förhöjd har uppskattats med en överslagsberäkning där volymen på omgivande berg har antagits motsvara en cylinder, 240 meter lång, där radien satts till 2, 5, 10, respektive 20 meter. Baserat på den lagrade energin i omgivande berg har mängden vatten som denna energimängd teoretiskt skulle kunna förånga beräknats. Detta ger en grov skattning av hur lång tid som återinströmningen av grundvatten fördröjs på grund av att bergets temperatur är förhöjd. Resultatet visas i figur B4-3. Om 2 meter av berget är uppvärmt till 200 °C skulle inströmningen kunna fördröjas i cirka 0,2 år, är 10 meter av berget uppvärmt till 200 °C blir fördröjningen ett år.



Figur B4-2. Temperatur på bergvägg som en funktion av bränslets resteffekt vid olika bergtäckningar. Temperaturen i ostört berg antas vara 10 °C.



Figur B4-3. Fördörjning av återinflödet av vatten på grund av att vattnet förångas i berget. Antaget ett flöde på 0,8 l/s.

Uppvärmning av vatten i bränslebassänger

Den värme som bränsleelementen avger medför att temperaturen på vattnet i bränslebassängerna ökar. Under antagandet att all energi som bränslet avger överförs till vattnet kan temperaturförändringen beskrivas enligt:

$$Q(t) = mC_p \frac{dT}{dt} \quad (3)$$

där

$Q(t)$ = bränslets resteffekt (kW)

m = vattnets massa (kg)

C_p = vattnets värmekapacitivitet ($\approx 4,2$ kJ/kg, K)

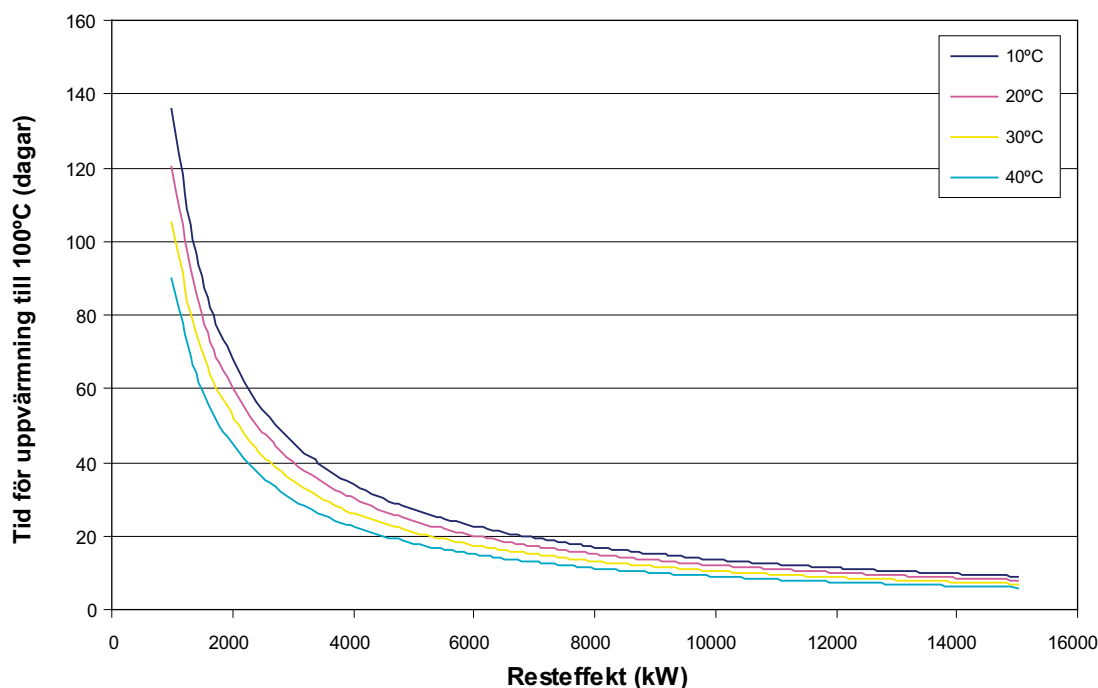
T = vattnets temperatur (K)

t = tiden (s).

Om dt är tillräckligt liten är det rimligt att bränslets resteffekt är konstant. Lösningen till ekvation (3) är då:

$$t = \frac{mC_p(T_2 - T_1)}{Q}$$

Den totala mängden vatten i de två bassängblocken är cirka 28 400 kubikmeter (se bilaga 2). Vattnet i bränslebassängerna håller idag en temperatur kring 30 °C. Den tid det skulle ta att värma upp vattnet till kokning (100 °C) för olika resteffekter redovisas i figur B4-4. I tabell B4-1 redovisas tiden det tar att värma vattnet i bassängblocken från 30 °C till kokning då tidpunkten för övergivning motsvarar den tidpunkt då det deponerade bränslet i Clab har sin maximala resteffekt. Beräkningarna för 60-årsalternativet baseras på en vattenvolym på 42 600 kubikmeter. De beräknade tiderna för att värma vattnet till kokpunkten är tillräckligt korta för att försvara antagandet om en konstant resteffekt.



Figur B4-4. Tiden det tar att värma vatten i de två bassängerna till 100 °C som en funktion av bränslets resteffekt och initialtemperatur på vattnet.

Tabell B4-1. Beräknad tid för att värma vatten i bassänger till 100 °C.

	40 års drift	40 års drift effekthöjning	60 års drift	60 års drift effekthöjning
Tidpunkt för övergivning (AD)	2023	2023	2042	2042
Resteffekt, Q (MW)	10,2	10,7	13,1	14,2
Vattnets initialtemperatur, T ₁ (°C)	30	30	30	30
Uppvärmningstid (dagar)	9	9	11	10
Mängd förångat vatten, G (kg/s)	4,5	4,7	5,8	6,3
Tid för att förånga allt vatten i bassängerna (dagar)	73	69	85	78

Förångning av vatten i bränslebassänger

Då temperaturen på vattnet i bränslebassängerna ökar kommer även mängden vatten som förångas att öka. Mängden vatten som förångas kan uppskattas enligt:

$$Q = G \cdot \lambda$$

där

G är mängd förångat vatten (kg/s)

λ = vattnets ångbildningsvärme (kJ/kg)

Vid 100 °C är ångbildningsvärmets 2 256 kJ/kg.

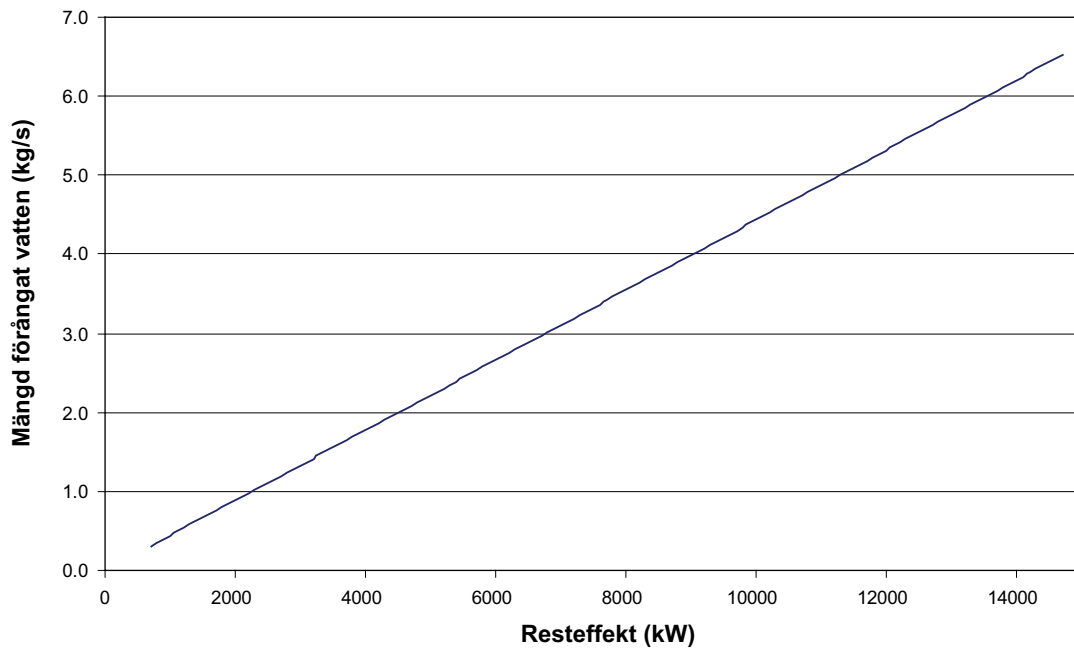
Beräknade mängder förångat vatten vid olika resteffekter redovisas figur B4-5 och i tabell B4-1 för de maximala resteffekter som har beräknats för de olika driftfallen. Här antas att all energi som bränslet avger går till förångning av vattnet. Det är ett rimligt antagande så länge hela bränsleelementet ligger under vatten. I och med att vattnet i bassängerna förångas kommer en allt större del av elementet att torrläggas och den energi som bränslet avger går istället direkt till kringliggande luft. Den beräknade tiden för förångning av vatten i bassängerna skulle därmed vara underskattad.

Baserat på de mängder vatten som förångas vid olika resteffekter har tiden som krävs för att förånga allt vatten i de två alternativt tre bassängerna i Clab uppskattats. Resultatet redovisas i figur B4-6. Om bergväggen har en lägre temperatur än luften i bergrummet, kommer en del av vattnet i luften att kondenserat ut på bergväggen. En del av detta vatten kommer att droppa ned i bränslebassängerna. Denna mängd bedöms dock vara en begränsad.

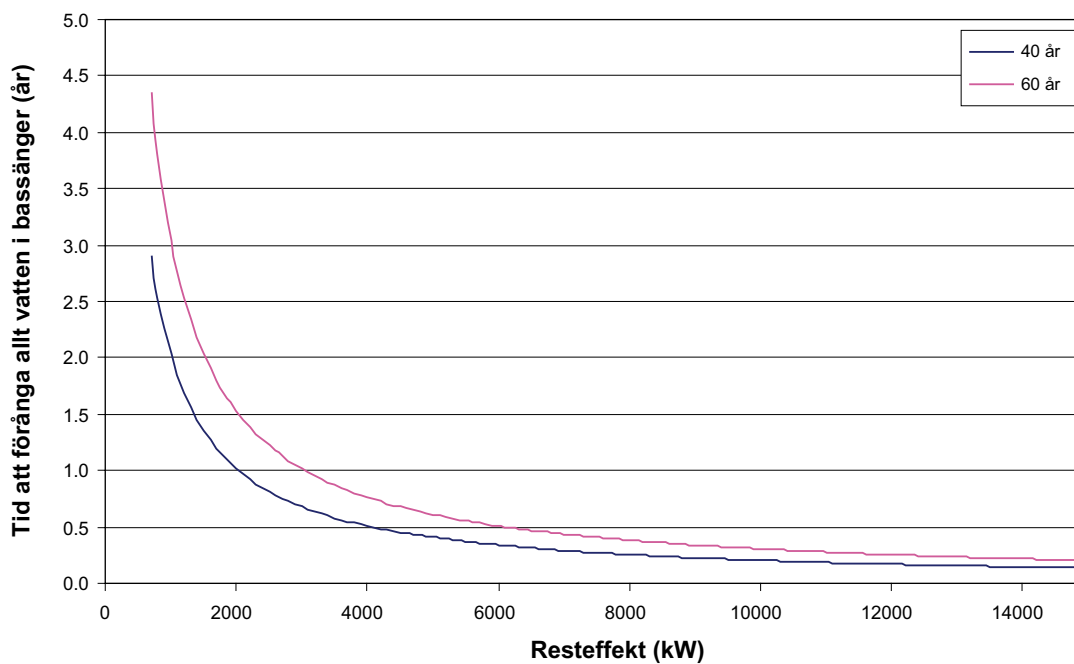
Torrkokning

Ekvation (3) kan även utnyttjas för att göra en grov skattning av vid tidpunkten då man inte riskerar att få någon torrkokning av bränslebassängerna. Denna tidpunkt anses vara då resteffekten på bränslet har sjunkit till en nivå som motsvarar den energimängd som krävs för att förånga allt vatten som strömmar in till anläggningen.

Det är rimligt att anta att vattennivån i anläggningen måste vara i höjd med bränslebassängernas överkant innan någon påtaglig mängd vatten strömmar in i bränslebassängerna. Vattenflödet in till anläggningen har vid denna tidpunkt uppskattats till 0,5 l/s. Den tidpunkt då torrkokning tidigast skulle kunna undvikas skulle därmed vara då bränslets resteffekt har reducerats till cirka 1 100 kW (= 0,5·2 256). För fallet 40 års drifttid (med eller utan effekthöjning) motsvarar detta en tidpunkt kring år 2400–2500 och med en drifttid på 60 år (med eller utan effekthöjning) cirka år 2800.



Figur B4-5. Mängd förångat vatten som en funktion av bränslets resteffekt.



Figur B4-6. Uppskattad tid för förångning av allt vatten i bassänger som en funktion av bränslets resteffekt. Två olika vattenvolymer motsvarande två (40 års reaktordrift) respektive tre bassängblock (60 års reaktordrift).

Referens

Coulson J M, Richardson J F, 1977. Chemicirkal Engineering, Vol 1, 3rd ed., Pergamon Press, N.Y.

Ventilationsberäkningar

Självdraagsventilation vid fläktbortfall

Beräkningar av självdraagsventilationen och dess beroende av temperaturen i förvaringshallen respektive utomhustemperaturen har utförts med hjälp av nedanstående beräkningsmodell. Modellen har tillämpats för fallet då allt vatten förångats och kylning endast kan ske med hjälp av självdraagsventilation via de normala luftvägarna i befintligt ventilationssystem.

Metod

Luftflödets beroende av temperaturen i berggrummet beräknades med en modell beskriven i /ASEA-ATOM 1980/.

Den termiska drivkraften kan beskrivas som:

$$\Delta P = H \cdot g \cdot \rho_0 \left(\frac{T_0}{T_u} - \frac{T_0}{T_h} \right) \quad (1)$$

där

h = höjdskillnaden mellan luftintag och luftutsläpp (m)

g = tyngdacceleration (m/s^2)

ρ_0 = luftens densitet vid 273 K (kg/m^3)

T_u = utomhus temperaturen (K)

T_h = temperaturen i förvaringshallen, (K)

ΔP = tryckfallet (Pa)

T_0 = referenstemperatur (= 273 K).

Tryckfallet i en kanal fås av:

$$\Delta P = k_1 \cdot \frac{L}{d_h} \cdot \frac{\rho u^2}{2} + \xi_{tot} \frac{\rho u^2}{2} \quad (2)$$

där

k_1 = friktionsmotståndet i kanalen (-)

d_h = kanalens hydrauliska diameter (m)

L = kanalens längd (m)

ρ = luftens densitet vid medeltemperaturen av T_u och T_h (kg/m^3)

u = lufthastighet i kanalen (m/s)

ξ_{tot} = totala summan av engångsförluster på grund av rörtekniska detaljer (-).

$$\xi_{tot} = \xi_1 + \xi_2 + \xi_3 \quad (3)$$

där ξ_1 , ξ_2 och ξ_3 är förluster på grund av 90° rörkrökar (10 st), spjäll (4 st) respektive utlopp (3 st). Representativa värden för engångsförluster på grund av rörtekniska detaljer är sammanställda i tabell B5-1. I tabellen anges också det värde som har valts i beräkningarna. Friktionsmotståndet i kanalens beror bland annat på strömningshastigheten i kanalen.

Tabell B5-1. Ungefärliga värden för förlusttermer, ξ , vid rörströmning /KTH 1976/.

Rördetalj	ξ (-)	ξ_{valt} (-)
90° rörkrökar	0,4–1,9	1
Spjäll	0,2–4	2
Utlopp	1	1

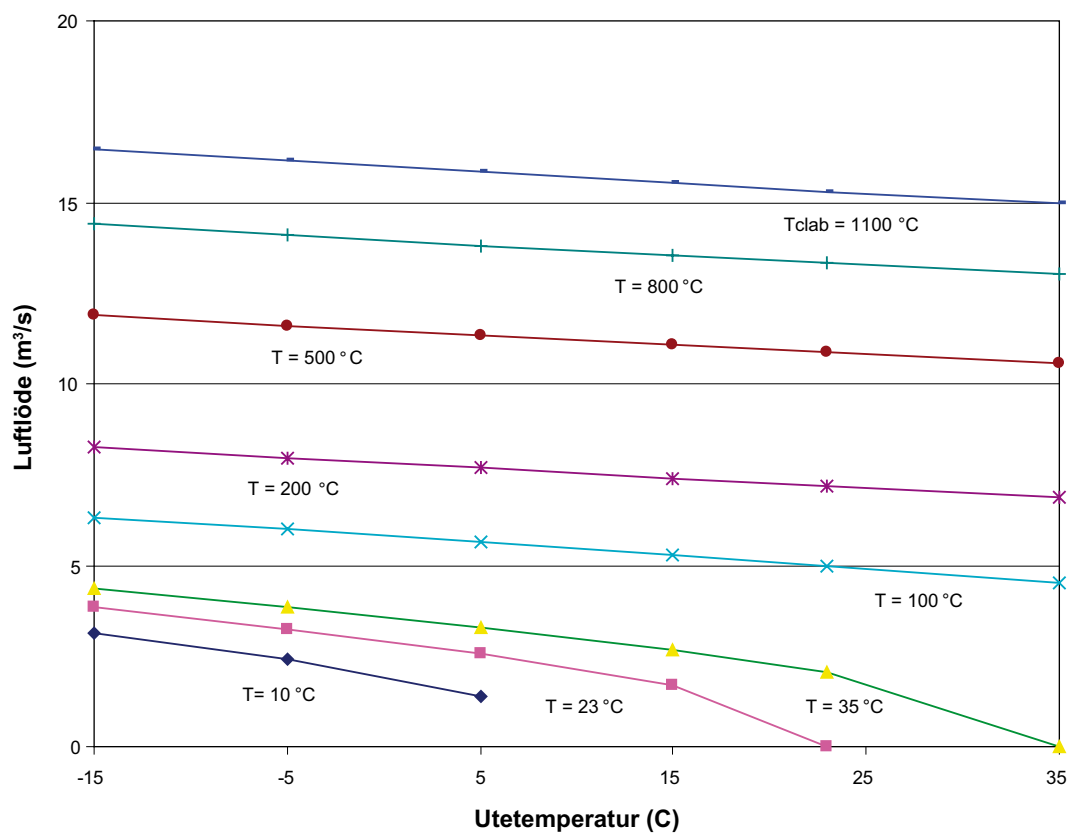
Kanalens tvärsnitt har måtten 2,4×1 meter vilket ger en hydraulisk diameter på 1,4 meter.

Genom att kombinera ekvationerna (1) till (3) kan lufthastigheten beräknas och ur denna kan luftflödet, Q, beräknas. Luftflödet plottas mot utomhus lufttemperatur för temperaturer i Clab på 10, 23, 35, 100, 200, 500, 800 respektive 1 100 °C, se figur B5-1.

Resultat och slutsatser

För temperaturer i Clab på 100 °C och däröver visar figur B5-1 att den resulterande självdragsventilationen är relativt linjärt beroende av utomhustemperaturen, T_u , i det studerade intervallet $-15\text{ °C} < T_u < 35\text{ °C}$. Luftflödet ökar ju högre temperaturen är i Clab. Vid 10 °C i anläggningen och 0 °C utomhus är luftflödet i ventilationsanläggningen knappt 3 m³/s. Motsvarande siffra för för 200 °C i förvaringsutrymmet är cirka 10 m³/s.

Om man ytnyttjar utnyttjar tillfartstunneln som tilluftskanal blir tryckfallet för tilluften helt försumbart. På detta sätt kan man erhålla betydligt större ventilationsflöde.



Figur B5-1. Luftflöde via självdragsventilation som funktion av utetemperaturen vid olika antagna temperaturer i Clab.

Erfordrat luftflöde för kylning

En teoretisk uppskattning av mängden luft som måste passera genom Clab för att kunna kyla bort utvecklad effekt kan uppskattas enligt:

$$Q = q \cdot \rho \cdot C_p \cdot (T_{ut} - T_{in}) \quad (4)$$

där

Q = bränslets resteffekt (W)

q = det luftflöde som teoretiskt krävs (m^3/s)

ρ = luftens densitet vid T_{medel} (kg/m^3)

C_p = luftens värmekapacitivet vid T_{medel} ($\text{kJ}/\text{kg}, \text{ }^\circ\text{C}$)

T_{in} = temperatur på ingående luft till Clab ($^\circ\text{C}$)

T_{ut} = temperatur på utgående luft från Clab ($^\circ\text{C}$)

$T_{medel} = (T_{in} + T_{ut})/2$ ($^\circ\text{C}$).

Det teoretiskt beräknade luftflödet som krävs för att kyla bort en viss resteffekt är sammanställt i tabell B5-2 för olika temperaturer på utgående luft vid en utetemperatur på $10 \text{ }^\circ\text{C}$. De luftflöden som kan erhållas genom självdragsventilation vid fläktbortfall är markerade i grått. Om även tillfartstunnlarna utnyttjas för ventilation erhålls betydligt större luftflöden än vad som är markerat i grått i tabellen.

Vid en jämförelse med resultaten från beräkningarna av självdragsventilationen ser man att denna ej är tillräcklig för att ventileras bort utvecklad effekt på kort sikt vid ett tidigt övergivande av anläggningen. Om temperaturen på utgående luft är kring $100 \text{ }^\circ\text{C}$ visar beräkningarna att erforderligt luftflöde är 20–30 gånger större än vad som kan förväntas erhållas genom självdragsventilation i den befintliga ventilationskanalen om anläggningen överges när resteffekten är som störst (10–14 MW). Om Clab överges vid en tidpunkt då bränslet har sin maximala resteffekt krävs att utgående luft värms upp till åtminstone $1700 \text{ }^\circ\text{C}$.

Om anläggningen överges år 2085 är bränslets resteffekt 3,3–3,5 MW för de två 40-års-scenarierna. För att kyla bort denna resteffekt krävs en utgående lufttemperatur på närmare $500 \text{ }^\circ\text{C}$. Motsvarande resteffekter för de två 60-årsscenarierna är 6,0–6,4 MW, vilket kräver en lufttemperatur i storleksordningen $900 \text{ }^\circ\text{C}$. Om anläggningen istället överges vid en tidpunkt då torrkokning inte bedöms ske (år 2450 alternativt 2800), har resteffekten sjunkit till cirka 1100 kW . Denna effekt kan kylas bort om temperaturen i anläggningen är kring $200 \text{ }^\circ\text{C}$ vid en utetemperatur på $10 \text{ }^\circ\text{C}$.

Tabell B5-2. Beräknat luftflöde som krävs för att ventileras ut all resteffekt hos bränslet.

Tin (C)	10	10	10	10	10	10	10
Tut (C)	100	200	300	400	500	800	900
Densitet luft (kg/m ³)	1,063	0,922	0,814	0,730	0,660	0,603	0,514
Värmekapacitet (kJ/kg, K)	1,005	1,006	1,008	1,010	1,010	1,010	1,011
Restffekt (kW)	Luftflöde (m ³ /s)	Luftflöde (m ³ /s)	Luftflöde (m ³ /s)	Luftflöde (m ³ /s)	Luftflöde (m ³ /s)	Luftflöde (m ³ /s)	Luftflöde (m ³ /s)
500	5,2	2,8	2,1	1,7	1,5	1,2	1,2
600	6,2	3,4	2,5	2,1	1,8	1,5	1,4
700	7,3	4,0	2,9	2,4	2,1	1,7	1,6
800	8,3	4,5	3,4	2,8	2,4	1,9	1,8
900	9,4	5,1	3,8	3,1	2,8	2,2	2,1
1 000	10,4	5,7	4,2	3,5	3,1	2,4	2,3
1 100	11,4	6,2	4,6	3,8	3,4	2,7	2,5
1 200	12,5	6,8	5,0	4,2	3,7	2,9	2,8
1 300	13,5	7,4	5,5	4,5	4,0	3,2	3,0
1 400	14,6	7,9	5,9	4,9	4,3	3,4	3,2
1 500	15,6	8,5	6,3	5,2	4,6	3,7	3,5
1 600	16,6	9,1	6,7	5,6	4,9	3,9	3,7
1 700	17,7	9,6	7,1	5,9	5,2	4,1	3,9
1 800	18,7	10,2	7,6	6,3	5,5	4,4	4,1
1 900	19,8	10,8	8,0	6,6	5,8	4,6	4,4
2 000	20,8	11,3	8,4	7,0	6,1	4,9	4,6
2 100	21,9	11,9	8,8	7,3	6,4	5,1	4,8
2 200	22,9	12,5	9,2	7,7	6,7	5,4	5,1
2 300	23,9	13,0	9,7	8,0	7,0	5,6	5,3
2 400	25,0	13,6	10,1	8,4	7,3	5,8	5,5
2 500	26,0	14,2	10,5	8,7	7,6	6,1	5,8
2 600	27,1	14,7	10,9	9,0	8,0	6,3	6,0
2 700	28,1	15,3	11,3	9,4	8,3	6,6	6,2
2 800	29,1	15,9	11,8	9,7	8,6	6,8	6,4
2 900	30,2	16,4	12,2	10,1	8,9	7,1	6,7
3 000	31,2	17,0	12,6	10,4	9,2	7,3	6,9
3 100	32,3	17,6	13,0	10,8	9,5	7,5	7,1
3 200	33,3	18,1	13,4	11,1	9,8	7,8	7,4
3 300	34,3	18,7	13,9	11,5	10,1	8,0	7,6
3 400	35,4	19,3	14,3	11,8	10,4	8,3	7,8
3 500	36,4	19,9	14,7	12,2	10,7	8,5	8,1
3 600	37,5	20,4	15,1	12,5	11,0	8,8	8,3
3 700	38,5	21,0	15,5	12,9	11,3	9,0	8,5
3 800	39,5	21,6	16,0	13,2	11,6	9,3	8,7
3 900	40,6	22,1	16,4	13,6	11,9	9,5	9,0
4 000	41,6	22,7	16,8	13,9	12,2	9,7	9,2
4 100	42,7	23,3	17,2	14,3	12,5	10,0	9,4
4 200	43,7	23,8	17,6	14,6	12,8	10,2	9,7
4 300	44,7	24,4	18,1	15,0	13,2	10,5	9,9
4 400	45,8	25,0	18,5	15,3	13,5	10,7	10,1
4 500	46,8	25,5	18,9	15,7	13,8	11,0	10,4
4 600	47,9	26,1	19,3	16,0	14,1	11,2	10,6

Tabell B5-2. Beräknat luftflöde som krävs för att ventileras ut all resteffekt hos bränslet (forts).

Tin (C)	10	10	10	10	10	10	10
Tut (C)	100	200	300	400	500	800	900
Densitet luft (kg/m ³)	1,063	0,922	0,814	0,730	0,660	0,603	0,514
Värmekapacitet (kJ/kg, K)	1,005	1,006	1,008	1,010	1,010	1,010	1,011
Resteffekt (kW)	Luftflöde (m ³ /s)	Luftflöde (m ³ /s)	Luftflöde (m ³ /s)	Luftflöde (m ³ /s)	Luftflöde (m ³ /s)	Luftflöde (m ³ /s)	Luftflöde (m ³ /s)
4 700	48,9	26,7	19,7	16,4	14,4	11,4	10,8
4 800	49,9	27,2	20,2	16,7	14,7	11,7	11,0
4 900	51,0	27,8	20,6	17,0	15,0	11,9	11,3
5 000	52,0	28,4	21,0	17,4	15,3	12,2	11,5
5 100	53,1	28,9	21,4	17,7	15,6	12,4	11,7
5 200	54,1	29,5	21,8	18,1	15,9	12,7	12,0
5 300	55,1	30,1	22,3	18,4	16,2	12,9	12,2
5 400	56,2	30,6	22,7	18,8	16,5	13,1	12,4
5 500	57,2	31,2	23,1	19,1	16,8	13,4	12,7
5 600	58,3	31,8	23,5	19,5	17,1	13,6	12,9
5 700	59,3	32,3	23,9	19,8	17,4	13,9	13,1
5 800	60,4	32,9	24,4	20,2	17,7	14,1	13,3
5 900	61,4	33,5	24,8	20,5	18,0	14,4	13,6
6 000	62,4	34,0	25,2	20,9	18,4	14,6	13,8
6 100	63,5	34,6	25,6	21,2	18,7	14,9	14,0
6 200	64,5	35,2	26,0	21,6	19,0	15,1	14,3
6 300	65,6	35,7	26,5	21,9	19,3	15,3	14,5
6 400	66,6	36,3	26,9	22,3	19,6	15,6	14,7
6 500	67,6	36,9	27,3	22,6	19,9	15,8	15,0
6 600	68,7	37,4	27,7	23,0	20,2	16,1	15,2
6 700	69,7	38,0	28,1	23,3	20,5	16,3	15,4
6 800	70,8	38,6	28,6	23,7	20,8	16,6	15,6
6 900	71,8	39,1	29,0	24,0	21,1	16,8	15,9
7 000	72,8	39,7	29,4	24,4	21,4	17,0	16,1
7 100	73,9	40,3	29,8	24,7	21,7	17,3	16,3
7 200	74,9	40,8	30,2	25,1	22,0	17,5	16,6
7 300	76,0	41,4	30,7	25,4	22,3	17,8	16,8
7 400	77,0	42,0	31,1	25,7	22,6	18,0	17,0
7 500	78,0	42,5	31,5	26,1	22,9	18,3	17,3
7 600	79,1	43,1	31,9	26,4	23,3	18,5	17,5
7 700	80,1	43,7	32,3	26,8	23,6	18,7	17,7
7 800	81,2	44,2	32,8	27,1	23,9	19,0	17,9
7 900	82,2	44,8	33,2	27,5	24,2	19,2	18,2
8 000	83,2	45,4	33,6	27,8	24,5	19,5	18,4
8 100	84,3	45,9	34,0	28,2	24,8	19,7	18,6
8 200	85,3	46,5	34,4	28,5	25,1	20,0	18,9
8 300	86,4	47,1	34,9	28,9	25,4	20,2	19,1
8 400	87,4	47,6	35,3	29,2	25,7	20,5	19,3
8 500	88,4	48,2	35,7	29,6	26,0	20,7	19,6
8 600	89,5	48,8	36,1	29,9	26,3	20,9	19,8
8 700	90,5	49,3	36,5	30,3	26,6	21,2	20,0

Referenser

ASEA-ATOM, 1980. KVE 80-124.

KTH, 1976. Formelsamling i teknisk strömningslära, Institutionen för kemisk apparatteknik, Kungliga Tekniska Högskolan, Stockholm.

Flytkontroll

Beräkningar har genomförts för att uppskatta om bassängkonstruktionen teoretiskt skulle kunna flyta när vatten strömmar in vid bassängernas undersida då anläggningen är torrlagd. Vikten av det undanträngda vattnet jämförs med vikten av ett bassängblock med tillhörande kassetter med bränsle. Beräkningarna har genomförts för under två olika antaganden; att allt bränsle i ett bassängblock består av antingen BWR-bränsle eller av PWR-bränsle. Beräkningarna baseras på uppgifter om dimensioner enligt nedanstående tabell. Uppgifterna kommer om inte annat anges från /SKB 1999a/.

Beräkningarna visar att förhållandet mellan vikten av undanträngt vatten och vikten av ett bassängblock med bränsle är 0,86 då allt bränsle i blocket är av typen BWR-bränsle. Detta innebär att bassängerna inte flyter under de antagna förhållandena som beräkningarna baseras på. Förhållandet är dock relativt nära ett. Om bränslet istället uteslutande utgörs av bränsle från en PWR-reaktor, ökar kvoten till 0,94 vilket visar på en än mindre marginal mot att börja flyta. Samma sak gäller också om bassängblocket inte skulle vara fullt lastat.

Tabell B6-1. Valda data för bassänger, bränsle och kassetter.

	BWR	PWR
Total bassänglängd (m)	96	96
Bassänghöjd (m)	13	13
Bassängbredd (innermått) (m)	13,8	13,8
Godstjocklek (m)	1,5	1,5
Densitet betong (kg/m ³)	2 400	2 400
Densitet vatten (kg/m ³)	1 000	1 000
Antal bassänger	4	4
Antal kassetter/bassäng	300	300
Antal bränsleelement/kassett ¹⁾	25	9
Vikt tom kassett (kg) ¹⁾	1 650	1 500
Vikt bränsleelement (kg) ²⁾	300	650
Vikt bassängblock med bränsle		
Volym betong (m ³)	5 636,7	5 636,7
Massa betong (kg)	1,35E+07	1,35E+07
Massa bränsle + kassetter (kg)	1,10E+07	8,82E+06
Total massa (kg)	2,45E+07	2,23E+07
Vikt undanträngt vatten		
Volym vatten (m ³)	2,10E+04	2,10E+04
Massa vatten (kg)	2,10E+07	2,10E+07
Förhållande vatten/betong	0,86	0,94

¹⁾ /SKB 1999b/.

²⁾ /Gustavsson 2005/.

Referenser

Gustavsson, 2005. Personlig kommunikation med Lars Åke Gustavsson, OKG.

SKB, 1999a. Clab etapp 2 Anläggningsbeskrivning – Layout C, SKB R-99-50, Svensk Kärnbränslehantering AB.

SKB, 1999b. Low and Intermediate Level Waste in SFL 3-5: Reference inventory, bilaga D, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Uppskattning av dos

Konsekvensen av ett övergivet Clab har kvantifieras med överslagsberäkningar av aktivitetsspridningen via grundvatten till Östersjön och till atmosfären. Dosen till följd av inandning från atmosfärisk exponering av ^{137}Cs har uppskattats liksom dosen från, ^{14}C , ^{36}Cl , ^{90}Sr , ^{129}I och ^{137}Cs som sprids via grundvattnet till en individ som lever i Östersjöns kustområde.

Bilagan avslutas med en enkel konservativ överslagsberäkning som visar en övre gräns för doserna som radionuklider vilka är svårlakade ur bränslematrisen skulle kunna ge via atmosfärisk spridning av aerosoler och medstänk samt via grundvatten till Östersjön. De radionuklider som beaktats är ^{239}Pu , ^{241}Am och ^{237}Np . De använda koncentrationerna för neptunium, americium och plutonium är sannolikt starkt överdrivna på grund av att ingen hänsyn tagits till utlakningsmotståndet i bränslet.

Spridning av lättutlakade och lättlösliga radionuklider

Radionuklidinventar för dosberäkningar

Inventariet av ^{14}C , ^{36}Cl , ^{90}Sr , ^{129}I och ^{137}Cs i lagrat bränsle i Clab har uppskattats grovt. Skattning utgår från beräknat radionuklidinnehåll i en BWR-patron med utbränningen 55 MWd/kg uran respektive en PWR-patron med utbränningen 60 MWd/kg uran (tabell B7-1). Dessa data ger tillsammans med uppskattad mängd uran som förväntas lagras i Clab (se avsnitt 4.2) ett totalt inventarium för dessa nuklider, tabell B7-2.

Tabell B7-1. Uppskattat inventar vid urladdning (Bq/ton uran) /Håkansson 2000/.

Nuklid	BWR 55 MWd/kg U	PWR 60 MWd/kg U
C-14	8,22E+10	5,49E+10
Cl-36	8,56E+08	1,49E+09
Sr-90	3,99E+15	4,2E+15
I-129	1,93E+09	2,17E+09
Cs-137	6,37E+15	7,09E+15

Tabell B7-2. Uppskattat totalt inventar vid urladdning (Bq).

Nuklid	40 års drift	40 års drift effekthöjning	60 års drift	60 års drift effekthöjning
C-14	6,6E+14	6,8E+14	9,3E+14	9,9E+14
Cl-36	8,9E+12	9,1E+12	1,3E+13	1,3E+13
Sr-90	3,5E+19	3,6E+19	5,0E+19	5,3E+19
I-129	1,7E+13	1,8E+13	2,5E+13	2,6E+13
Cs-137	5,7E+19	5,9E+19	8,2E+19	8,6E+19

Aktivitetsfrigörelse via grundvatten

Aktivitetsspridningen via grundvatten har beräknats för ur bränslet lättutlakade och lättlösliga radionuklider: ^{14}C , ^{36}Cl , ^{90}Sr , ^{129}I och ^{137}Cs . Uppskattningsvis finns cirka 10 % av aktiviteten av ^{14}C , ^{129}I och ^{137}Cs i bränsllematrisens korngränsytor och har ansetts därför vara lättillgängliga. ^{36}Cl och ^{90}Sr sitter i bränsllematrisen, men 10 % av aktiviteten antas vara tillgänglig.

I denna studie antas att kapslingen förlorar sin täthet inom en femårsperiod om bränslet blivit torrlagt och inom en 200 års period om bränslet stått under vatten hela tiden efter övergivandet. Detta betyder att när Clab återfyllts och grundvatten strömmar igenom anläggningen kommer de lättillgängliga och lätt lösliga radionukliderna finnas lösta i vattnet i anläggningen. Clab rymmer cirka 180 000 kubikmeter i sin nuvarande utformning och cirka 270 000 kubikmeter vid en eventuell utbyggnad med en tredje bergsal (60-årsalternativet). Vattenflödet genom det återfyllda Clab antas vara 0,35 l/s eller cirka 11 000 m³/år. Vattnet som lämnar Clab antas ha samma aktivitetskoncentration som vattnet i anläggningen (idealt omrörd tank) och rinner utan fördröjning ut i Östersjön. Dosen från aktuella radionuklider till en individ som lever i Östersjöns kustområde har beräknats med hjälp av dosfaktor som tagits fram för SR-97 /SKB 1999/, se tabell B7-3.

Dosen har beräknats för fyra scenarier och resultaten presenteras i tabell B7-4. De fyra scenarierna är: övergivande av Clab år 2023/2042, 2085, 2450 respektive 2800. Vid ett övergivande 2023/2042 eller 2085 kommer bränslet att torrläggas. En återfyllnad kan påbörjas år 2250 eller 2450 vid 40 års respektive 60 års drifttid, när utvecklad effekt balanserar förångning av inströmmande vatten till tom anläggning (0,8 l/s). En uppskattning av när anläggningen kan ha återfyllts är mycket svårt att göra, men uppskattas i denna utredning vara någon gång mellan år 2600 och 2700, alternativt kring år 3100 för 40 respektive 60 års drifttid (se bilaga 3). Även om anläggningen överges vid ett sent tillfälle (2450 alternativt 2800) kommer Clab att vara vattenfylld 2650 respektive 3100. Det antas därför att spridningen av radionuklider med grundvatten kan påbörjas år 2650 alternativt år 3100.

Dosen för individen i kustområdet blir 40 $\mu\text{Sv}/\text{år}$ om anläggningen överges vid en tidpunkt så att anläggningen är vattenfylld 2650 och 34 $\mu\text{Sv}/\text{år}$ om övergivandet sker så att anläggningen vattenfylls först år 3100.

Tabell B7-3. Halveringstid och använda dosfaktorer för kustområde /SKB 1999/.

Radionuklid	Halveringstid (år)	Dosfaktor (Sv/Bq)
C-14	$5,73 \cdot 10^3$	$6,7 \cdot 10^{-18}$
Cl-36	$3,01 \cdot 10^5$	$5,7 \cdot 10^{-19}$
Sr-90	28,8	$5,0 \cdot 10^{-18}$
I-129	$1,6 \cdot 10^7$	$1,1 \cdot 10^{-16}$
Cs-137	30	$1,8 \cdot 10^{-17}$

Tabell B7-4. Individdos för kustområdet utanför Clab (Sv/år) för tidig övergivning.

Radionuklid	Dos (Sv/år)	
	Utsläpp 2650 (40 års drifttid)	Utsläpp 3100 (60 års drifttid)
C-14	2,4E-05	2,4E-05
Cl-36	3,4E-08	2,3E-08
Sr-90	2,4E-07	6,1E-07
I-129	1,3E-05	8,9E-06
Cs-137	2,2E-05	7,3E-11

Utsläpp med luft till atmosfären

Inhalationsdosen till följd av utsläpp till atmosfären har beräknats för ^{137}Cs . ^{85}Kr kan också släppas ut till atmosfären, men har tidigare visats ge en dos som är åtminstone fyra tiopotenser lägre än ^{137}Cs /Birgersson et al. 1997/ varför ^{85}Kr inte beaktas i denna rapport.

Modell

En ”Gaussian plume model” har använts för dessa beräkningar /IAEA 1982/.

Dosen beskrivs av:

$$D = Q \cdot \left(\frac{X}{Q} \right)_p \cdot g_\beta$$

där

D = dosrat (Sv/h)

Q = radionuklidutsläpp (Bq/h)

$(X/Q)_p$ = diffusionsfaktor för vindriktningen p (s/m^3)

g_β = dosfaktor (Sv/s)/(Bq/ m^3).

Diffusionsfaktorn vid markytan i vindriktningen beskrivs av formeln:

$$\left(\frac{X}{Q} \right)_p = \frac{1}{\pi \cdot \sigma_y \cdot \sigma_z \cdot u} \cdot \exp\left(-\frac{h^2}{2 \cdot \sigma_z^2} \right)$$

där

σ_y = diffusionsparameter, vertikal (m)

σ_z = diffusionsparameter, horisontell (m)

h = utsläppshöjd (m), antagits vara 20 m

u = medelvindhastighet (m/s)

σ_z och σ_y beror av avståndet till utsläppet och den atmosfäriska stabilitetsklassen (Pasquill-klasser A–D). Använda parametrar redovisas i tabell B7-5. Information om vindförhållanden har hämtats från data för Clab, se tabell B7-7.

Tabell B7-5. Horisontell och vertikal diffusionsparameter som funktion av avstånd (i vindriktningen), x .

Pasquill klass	σ_y	σ_z
A	$0,22x \cdot (1+0,0001x)^{-1/2}$	$0,20x$
B	$0,16x \cdot (1+0,0001x)^{-1/2}$	$0,12x$
C	$0,11x \cdot (1+0,0001x)^{-1/2}$	$0,08x \cdot (1+0,0002x)^{-1/2}$
D	$0,08x \cdot (1+0,0001x)^{-1/2}$	$0,06x \cdot (1+0,0015x)^{-1/2}$

Tabell B7-6. Frekvens av Pasquillkategorier.

Vindriktning	Summa (A-F)	Frekvens av olika Pasquillkategorier					
		A	B	C	D	E	F
O	0,095	0,008	0,020	0,045	0,023	0,000	0,000
N	0,113	0,008	0,028	0,044	0,033	0,000	0,000
NO	0,103	0,008	0,021	0,049	0,026	0,000	0,000
NV	0,103	0,008	0,021	0,049	0,026	0,000	0,000
S	0,126	0,008	0,026	0,060	0,032	0,000	0,000
SO	0,091	0,008	0,019	0,043	0,022	0,000	0,000
SV	0,187	0,008	0,040	0,092	0,048	0,000	0,000
V	0,162	0,008	0,034	0,079	0,041	0,000	0,000

Tabell B7-7. Frekvens av medelvindhastigheten för olika Pasquillkategorier (NO vind).

Vind riktning	Pasquill kategori	Frekvens för olika medelvindhastigheter (m/s)					
		1,0	2,6	4,4	6,9	9,8	10,8
NO	A	0,0075	0	0	0	0	0
NO	B	0,02142	0	0	0	0	0
NO	C	0	0,02448	0,02448	0	0	0
NO	D	0	0	0	0,01122	0,00612	0,00816

Inventar

Under beaktande av sönderfall beräknas det inventarium av ^{137}Cs som bränslet antas ha vid de olika tidpunkter som Clab antas överges utifrån uppskattade totalinventarier vid urladdning, tabell B7-8.

Inhalationsdos från Cs-137

Inhalationsdosen från ^{137}Cs har beräknats för en utbredning av plymen i SV riktning (vilket motsvarar en NO vindriktning) för avstånden 1, 10 respektive 100 kilometer. Resultat presenteras för fyra scenarier för övergivandet; år 2023/2042, 2085, 2450 respektive 2800. Dosfaktorn för ^{137}Cs är $3,9 \cdot 10^{-8}$ Sv/Bq /IAEA 1996/ och andningsvolymen antas vara $20 \text{ m}^3/\text{dygn}$.

Överges Clab år 2023/2042 eller 2085 kommer bränslet att torrläggas relativt snabbt och radionuklider i gasform avges när kapslingen blir otät. 20 % av rören antas gå sönder varje år. Från trasiga rör antas att 1 % av ^{137}Cs inventariet frigörs i gasform.

Överges Clab år 2450 alternativt 2800 antas torrkokning kunna undvikas och bränslet står under vatten hela tiden. Utsläppet av ^{137}Cs till atmosfären antas ske med aerosoler eller medstänkning. 0,1 % av ångflödet antas vara aerosoler eller medstänk, vars koncentration är den samma som i bassängvattnet. Vidare antas att 0,5 % av rören blir otäta per år, vilket motsvarar att alla rören är otäta efter 200 år. Dessutom antas att 10 % av aktiviteten av ^{137}Cs i otäta rör är löslig i vattnet. Ångflödet avtar med tiden, i beräkningarna har flödet satts till $0,5 \text{ kg/s}$, vilket motsvarar flödet vid 2450 (40 års drift) respektive 2800 (60 års drift).

Beräknade maximala inhalationsdoser redovisas i tabell B7-9. Vid övergivande 2023/2042 respektive 2085 får de maximala doserna när bränslet blivit torrlagt. Detta förväntas inträffa några månader till några år efter övergivandet beroende på om anläggningen vattenfylld. Vid övergivande år 2450 alternativt 2800 kommer inte bränslet att torrläggas. Den maximala dosen fås knappt 50 år efter övergivandet, vilket beror på att mängden löst ^{137}Cs i anläggningen då når ett maximum. Vid senare tidpunkter kommer fler bränsleelement att vara otäta, men mängden löst ^{137}Cs minskar på grund av sönderfall.

Tabell B7-8. Uppskattat inventarium för olika driftfall och övergivningsscenario.

	40 års drift	40 års drift effekthöjning	60 års drift	60 års drift effekthöjning
Tidpunkt för övergivning av Clab	2023	2023	2042	2042
Antaget medelålder för bränsle vid övergivning av Clab (år)	10	10	20	20
Inventar av ¹³⁷ Cs (Bq)	5E+19	5E+19	5E+19	5E+19
Tidpunkt för övergivning av Clab	2085	2085	2085	2085
Antaget medelålder för bränsle vid övergivning av Clab (år)	72	72	63	63
Inventar av ¹³⁷ Cs (Bq)	1E+19	1E+19	2E+19	2E+19
Tidpunkt för övergivning av Clab	2450	2450	2800	2800
Antaget medelålder för bränsle vid övergivning av Clab (år)	440	440	780	780
Inventar av ¹³⁷ Cs (Bq)	2E+15	2E+15	1E+12	1E+12

Tabell B7-9. Maximal inhalationsdos från atmosfärisk aktivitets spridning (Sv/h) med en vindriktning från nordost.

Övergivande (år)	Avstånd (km)	X/Q (Bq/m ³ /Bq/s)	Dos (Sv/h) ¹³⁷ Cs
40-års- och 60-årsalternativ			
2023/2042	100	1,77E-09	1,8E-07
2023/2042	10	3,01E-08	3,1E-06
2023/2042	1	1,30E-06	1,3E-04
40-årsalternativ			
2085	100	1,77E-09	3,7E-08
2085	10	3,01E-08	6,2E-07
2085	1	1,30E-06	2,7E-05
60-årsalternativ			
2085	100	1,77E-09	7,3E-08
2085	10	3,01E-08	1,2E-06
2085	1	1,30E-06	5,4E-05
40-årsalternativ			
2450	100	1,77E-09	1,7E-14
2450	10	3,01E-08	2,8E-13
2450	1	1,30E-06	1,2E-11
60-årsalternativ			
2800	100	1,77E-09	5,5E-18
2800	10	3,01E-08	9,4E-17
2800	1	1,30E-06	4,1E-15

I tabell B7-9 framgår att dosen en person erhåller minskar med avståndet från anläggningen. Dosen minskar dessutom ju senare anläggningen överges. En person som befinner sig på kort avstånd (1 km) från Clab som övergivits i tidigt skede (år 2023/2042) kommer att få en dos på drygt 0,1 mSv/h, vilket motsvarar en årlig dos på cirka 400 mSv vid vistelse utomhus 8 timmar per dygn på denna plats under ett år. Motsvarande årliga dos från Clab om det överges år 2085 blir cirka 30 µSv/h (årsdos 80 mSv) för 40-årsalternativet och det dubbla för 60-årsalternativet. Vid ett sent övergivande (år 2450 alternativt år 2800) blir den förväntade dosen avsevärt mycket lägre.

Spridning av svårlakade och/eller svårlösliga radionuklider

Nukliderna plutonium, americium och neptunium är i normala fall svårlakade ur bränslematrisen och bedöms därför inte nämnvärt bidra till den totala dosen förrän i ett mycket sent skede. Den höga temperaturen och god tillgång på fuktig varm luft kan dock leda till att urandioxid (UO₂) oxideras till mer lösliga former så som U₃O₈ eller UO₃. Oxiderat bränsle medför ökad frigörelse av radionuklider till omgivande vatten. Oxidationen kan tänkas ske om bränslets torrlagts.

För att göra en konservativ uppskattning av vilka doser som skulle kunna erhållas från ²³⁹Pu, ²⁴¹Am och ²³⁷Np har det antagits att vattnet mätts upp till ansatta löslighetsgränser i oxiderande miljö (²³⁹Pu: 1,4·10⁻⁵ M, ²⁴¹Am: 2·10⁻⁷ M, ²³⁷Np: 10⁻³ M). En grov skattning av inventariet för dessa nuklider i Clab för fallet med 40 års drift visar att mängden ²³⁹Pu och ²⁴¹Am är tillräckligt för att det ska vara teoretiskt möjligt att uppnå koncentrationer som motsvarar lösligheten. För ²³⁷Np är det ett grännsfall, men med den noggrannhet som skattning är gjord går det inte att utesluta att det teoretiskt skulle gå att erhålla en koncentration motsvarande lösligheten.

Aktivitetsfrigörelse via grundvatten av svårlakade och/eller svårlösliga radionuklider

För att göra en konservativ uppskattning av vilka doser som skulle kunna erhållas från dessa nuklider har det antagits att anläggningen i sin nuvarande utformning är återfylld (180 000 m³) och att vattnet har mätts upp med plutonium, americium och neptunium till ansatta löslighetsgränser i oxiderande miljö, se ovan. Spridningen via grundvatten antas ske på samma sätt som beskrivits för de lättlösliga nukliderna. Använda dosfaktorer ges i tabell B7-10.

Den beräknade dosen från ²⁴¹Am blir drygt 10 mSv/år, från ²³⁹Pu cirka 5 mSv/år och från ²³⁷Np cirka 0,5 mSv/år. Dessa doser baseras på ett vattenflöde ut från anläggningen på 0,35 l/s. De använda koncentrationerna för neptunium, americium och plutonium är sannolikt starkt överdrivna på grund av att ingen hänsyn tagits till utlakningsmotståndet i bränslet.

Tabell B7-10. Använda dosfaktorer för kustområde.

Radionuklid	Halveringstid (år)	Dosfaktor (Sv/Bq)
Pu-239	2,41·10 ⁴	5,5·10 ⁻¹⁷
Np-237	2,14·10 ⁶	7,6·10 ⁻¹⁸
Am-241	4,32·10 ²	2,0·10 ⁻¹⁶

Atmosfärisk utsläpp av ²³⁹Pu, ²⁴¹Am och ²³⁷Np

Inhalationsdosen för utsläpp till atmosfären av aerosoler och medstänk har för nukliderna ²³⁹Pu, ²⁴¹Am och ²³⁷Np beräknats på samma sätt som för ¹³⁷Cs. Spridning av aerosoler och medstänk kan påbörjas när anläggningen återfylls.

Inhalationsdosen har beräknats för en utbredning av plymen i SV riktning (vilket motsvarar en NO vindriktning) för avstånden 1, 10 respektive 100 kilometer. Andningsvolymen har satt till 20 m³/dygn och använda dosfaktorer finns i tabell B7-11. Resultaten som presenteras i tabell B7-12. Eftersom beräkningarna utgår från en radionuklidkoncentration motsvarande dess löslighet är resultaten oberoende av tidpunkten då anläggningen överges. Rimligtvis bör modellen vara konservativ varför dosen anses vara överskattad. Detta gäller speciellt vid ett sent övergivande då bränslet förmodligen inte kommer att torrläggas och bränslematrisen därmed inte kommer att bli kraftigt oxiderad.

En person som befinner på kort avstånd (1 km) från Clab skulle kunna få en dos på 1 µSv/h, vilket motsvarar en årlig dos på 3 mSv vid vistelse utomhus 8 timmar per dygn på denna plats.

Tabell B7-11. Dosfaktorer för inandning /IAEA 1996/.

	Pu-239	Am-241	Np-237
Dosfaktorn för inandning (Sv/Bq)	1,2·10 ⁻⁴	9,6·10 ⁻⁵	5,0·10 ⁻⁵

Tabell B7-12. Maximal inhalationsdos från atmosfärisk aktivitets spridning av aerosol och medstänk (Sv/h).

Avstånd (km)	X/Q (Bq/m³/Bq/s)	Dos (Sv/h)		
		Pu-239	Am-241	Np-237
100	1,77·10 ⁻⁹	6,8·10 ⁻¹⁰	4,3·10 ⁻¹⁰	2,3·10 ⁻¹⁰
10	3,01·10 ⁻⁸	1,2·10 ⁻⁸	7,4·10 ⁻⁹	3,9·10 ⁻⁹
1	1,30·10 ⁻⁶	5,0·10 ⁻⁷	3,2·10 ⁻⁷	1,7·10 ⁻⁷

Referenser

Birgersson L, Grundfelt B, Pers K, 1997. Konsekvenser av ett övergivet Clab. SKB R-98-18, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Håkansson R, 2000. Beräkning av radionuklidinnehåll, resteffekt, aktivitet samt doshastighet för utbränt kärnbränsle, SKB R-99-74, Svensk Kärnbränslehantering AB.

IAEA, 1982. Generic models and parameters for assessing the environmental transfer of radionuclides from routine releases, Safety series No. 57, International Atomic Energy Agency, Vienna.

IAEA, 1996. International basic safety standards for protection against ionizing radiation and for the safety of radiation sources, Safety series No. 115, International Atomic Energy Agency, Vienna.

SKB, 1999. SR 97 Data and data uncertainties. Compilation of data and data uncertainties for radionuclide transport calculations, SKB TR-99-09, Svensk Kärnbränslehantering AB.