



CHALMERS

Ultrafiltrering för rening av radioaktivt avfallsvatten med hög konduktivitet

- En studie av radionuklidavskiljning och kemisk speciering

Examensarbete inom högskoleingenjörsprogrammet

WILMA JOHANSSON

INSTITUTIONEN FÖR KEMI OCH KEMITEKNIK
AVDELNINGEN FÖR KEMITEKNIK

CHALMERS TEKNISKA HÖGSKOLA
Göteborg, Sverige 2026
www.chalmers.se

Förord

Detta examensarbete har genomförts på uppdrag av Ringhals AB och utgör den avslutande delen av högskoleingenjörsprogrammet i kemiteknik vid Chalmers tekniska högskola. Arbetet utfördes under vårterminen 2026 och omfattar 15 högskolepoäng.

Examensarbetet har genomförts vid kemiavdelningen på Ringhals och behandlar ultrafiltrering som ett möjligt reningssteg för radioaktivt avfallsvatten med hög konduktivitet.

Jag vill rikta ett stort tack till alla som bidragit med stöd, kunskap och vägledning under arbetets gång. Ett särskilt tack riktas till min handledare Linda Corneliusson vid Ringhals AB för hennes stora engagemang, värdefulla stöd och kontinuerliga vägledning under hela examensarbetet. Hennes erfarenhet och hjälp har varit mycket betydelsefull genom såväl det praktiska arbetet som rapportskrivningen.

Jag vill även tacka Gunnar Eriksson vid Chalmers tekniska högskola för stöd och vägledning i rollen som examinator.

Varberg, 2026

Wilma Johansson

Sammanfattning

Hantering av radioaktivt avfallsvatten med hög konduktivitet kan utgöra en utmaning i kärntekniska anläggningar, då befintliga reningssystem baserade på jonbyte och grövre filtrering inte alltid ger tillräcklig avskiljning av radionuklider. Syftet med denna studie var att undersöka om ultrafiltrering med finporiga membran kan användas för att förbättra avskiljningen av radionuklider från denna typ av vatten samt att studera hur radionuklidernas kemiska förekomstform påverkar filtreringens effektivitet.

Filtreringsförsöken genomfördes med fem olika polyetersulfonmembran (PES) med varierande porstorlek och molekylärviktsspärr: 0,2 μm , 100 kDa, 50 kDa, 30 kDa och 5 kDa. I Del A filtrerades surgjort och därefter pH-neutraliserat processvatten, medan Del B omfattade filtrering av obehandlat vatten med 30 kDa-membranet för att undersöka om surgörningen påverkade radionuklidernas kemiska form och separationsegenskaper. Utöver huvudförsöken genomfördes kompletterande filtreringsförsök med 0,45 μm -filter för att undersöka förekomsten av partikulärt bundna radionuklider.

Resultaten visade att kobolt och antimon i stor utsträckning passerade samtliga membran oberoende av porstorlek, vilket indikerar att radionukliderna huvudsakligen förekom i löst form. Silver uppvisade en viss retention, men resultaten från aktivitetsbalans, Dead Wash och filtermätningar visade att denna effekt till stor del kunde kopplas till adsorption i membran och systemytor snarare än effektiv storleksbaserad separation. Jämförelsen mellan surgjort och obehandlat vatten visade inga tydliga skillnader i filtreringseffektivitet, vilket tyder på att den kemiska förbehandlingen inte var avgörande för radionuklidernas speciering under de aktuella försöksförhållandena.

De kompletterande filtreringsförsöken visade att partiklar förekom i vattenmatrisen och att dessa effektivt kunde avskiljas genom membranfiltrering. Gammaspectrometriska analyser visade dock att endast små mängder radioaktivitet var bundna till den partikulära fraktionen medan huvuddelen av aktiviteten återfanns i filtratet. Resultaten visar därmed att membranen fungerade för partikelseparation, men att radioaktiviteten huvudsakligen var kopplad till lösta radionuklider.

Sammanfattningsvis visar studien att ultrafiltrering inom det undersökta porstorleksintervallet har begränsad effekt för avskiljning av radionuklider när dessa förekommer i löst form. Resultaten understryker att kunskap om radionuklidernas kemiska speciering är avgörande vid val av reningsslag och att membranens porstorlek i sig inte är tillräcklig för att uppnå effektiv separation i denna typ av vattenmatris.

Förkortningar

ALARA – As Low As Reasonably Achievable

CRUD – Chalk River Unidentified Deposits

HPGe – High Purity Germanium

MWCO – Molecular Weight Cut-Off

PES – Polyetersulfon

PWR – Pressurized Water Reactor

SSM – Strålsäkerhetsmyndigheten

TMP – Transmembrane Pressure

UF – Ultrafiltrering

SQ – Ultrarent vatten

M – Matarvatten

P – Permeat

R – Retentat

D – Dead Wash

Innehållsförteckning

1. Inledning	1
1.1 Bakgrund	1
1.2 Problemformulering	1
1.3 Syfte	2
1.4 Avgränsningar	2
2. Teoretisk bakgrund	3
2.1 Kärnkraft	3
2.1.1 Hantering av avfallsvatten	4
2.1.2 Krav och riktlinjer för utsläpp	4
2.2 Nuklidernas kemi och speciering	4
2.2.1 Kobolt	5
2.2.2 Silver	5
2.2.3 Antimon	5
2.2.4 Cesium	5
2.3 Membranfiltrering	6
2.3.1 Microfiltrering och ultrafiltrering	6
2.3.2 Tvärlödesfiltrering	7
2.3.3 Membranegenskaper och material	8
2.4 Transportfenomen och begränsningar	8
2.4.1 Koncentrationspolarisering	9
2.4.2 Fouling	9
3. Instrument och utrustning	10
3.1 Filtreringsutrustning	10
3.2 Gammaspectrometri	11
3.3 pH- och konduktivitetsmätning	12
4. Metod	13
4.1 Experimentell uppställning av filtreringsutrustningen	13
4.2 Beredning av matarvattnen	14
4.2.1 Matavatten Del A – Initial sammansättning	14
4.2.2 Matavatten Del B – Modifierad sammansättning	14
4.3 Förberedelsefas	15
4.4 Filtreringsförfarande	15
4.5 Analysfas	16
4.6 Kompletterande filtreringsförsök	17
4.7 Dataanalys och beräkningar	17
5. Resultat och diskussion	19
5.1 Del A- Filtrering av surgjort vatten	19
5.1.1 Karaktärisering och vattenkemiska förutsättningar av matarvatten	19
5.1.2 Systemprestanda och flödesegenskaper	20
5.1.3 Nuklidspecifik passage genom membranen	21

5.1.4	Variation i permeataktivitet under filtrering	22
5.2	Del B - filtrering av icke-surgjort vatten	23
5.2.1	Karaktärisering och vattenkemiska förutsättningar av matarvatten	23
5.2.2	Jämförelse mellan Del A och Del B för 30 kDa-filtret	24
5.2.3	Kompletterande filtreringsförsök	25
5.3	Övergripande analys av transport och adsorption	27
5.3.1	Konduktivitet som indikator på jontransport	27
5.3.2	Aktivitetsbalans och adsorption	28
5.4	Felkällor och begränsningar	30
6.	Slutsats	32
6.1	Praktiska tillämpningar	32
Referenser		34

Bilageförteckning

Bilaga 1. Resultat från konduktivitets- och pH-mätning, provvatten A

Bilaga 2. Resultat från gammaspectrometri

Bilaga 3. Flödesmätningar under filtreringsförsöken i Del A

1. Inledning

Detta kapitel syftar till att sätta studien i sitt tekniska sammanhang samt motivera det undersökta problemområdet. Inledningsvis beskrivs den övergripande hanteringen av radioaktivt avfallsvatten, varefter studiens frågeställning och syfte presenteras.

1.1 Bakgrund

Kärnkraftverk är beroende av stora mängder vatten för kylning och värmetransport i reaktorsystemen [1]. Vattnet cirkulerar kontinuerligt genom primära och sekundära kretsar och kommer därigenom i kontakt med material som utsätts för neutronstrålning och korrosion. Detta leder till att processvattnet successivt förorenas med både kemiska ämnen och radioaktiva aktiveringsprodukter. Som en följd uppstår kontinuerligt spill- och avfallsvatten som måste behandlas innan det kan återanvändas i systemet eller släppas ut till omgivningen [1].

Vid Ringhals kärnkraftverk genereras avfallsvatten från flera delar av anläggningen, exempelvis från provtagningsvaskar, dräneringskärl och golvbrunnar [2]. Detta vatten samlas upp i särskilda avfallsvattentankar för mellanlagring och vidare behandling. Den efterföljande reningsprocessen innefattar genomflödesfiltrering och/eller jonbyttarteknik med syfte att reducera radioaktivitet. Först när vattnet uppfyller fastställda riktvärden och regulatoriska utsläppskrav kan det ledas vidare via kylvattenkanalerna ut till havet [2].

Den befintliga reningsprocessen vid Ringhals säkerställer att utsläppskraven uppfylls med god marginal. Samtidigt bedrivs ett kontinuerligt arbete för att ytterligare utveckla och effektivisera hanteringen av radioaktivt avfallsvatten. Vissa vattenströmmar kännetecknas av hög konduktivitet och en komplex fördelning av radionuklider i jonisk, kolloidal och partikulär form [2]. I dessa fall kan vattnet behövas skickas vidare till en separat avfallsprocess för fortsatt behandling, vilket innebär att det transporteras från processens avfallstankar till andra delar av anläggningen. Även om denna hantering fungerar väl medför den ytterligare processteg, ökad resursåtgång och intern transport av vattenvolymer inom anläggningen [2].

Mot denna bakgrund finns ett intresse av att undersöka om en alternativ eller kompletterande filtreringsutrustning kan möjliggöra mer effektiv rening direkt vid källan [2]. En portabel membranbaserad utrustning, som kan kopplas in lokalt vid avfallstanken och reducera aktiviteten på plats, skulle potentiellt minska behovet av vidare transport och efterföljande behandling av vissa avfallsvatten. En sådan lösning skulle kunna bidra till en mer effektiv hantering av radioaktivt avfallsvatten, samtidigt som den stödjer det långsiktiga arbetet med att kontinuerligt optimera reningsprocesserna.

1.2 Problemformulering

Radioaktivt avfallsvatten från kärnkraftverk innehåller ofta en komplex blandning av aktiverings- och fissionsprodukter som förekommer i både jonisk, kolloidal och partikulär form. Befintliga reningsystem kombinerar olika tekniker för att säkerställa att utsläppskraven uppfylls, men för vissa typer av avfallsvatten krävs ytterligare hantering och behandling innan vattnet kan återföras till processen eller släppas ut i havet.

Membranbaserad tvärfloresfiltrering är en potentiell kompletterande reningsteknik som möjliggör separation baserat på porstorlek, samtidigt som kontinuerlig drift kan upprätthållas med begränsad igensättning. Det är dock inte klarlagt hur porstorleken hos ultrafiltreringsmembran påverkar retentionen av olika radionuklider i verkligt processvatten med förhöjd konduktivitet och varierande kemisk sammansättning.

Det är därför av tekniskt och driftmässigt intresse att systematiskt undersöka hur olika porstorlekar påverkar avskiljningen av utvalda radionuklider i radioaktivt avfallsvatten från kärnkraftverk. Ökad kunskap om membranets separationsförmåga kan bidra till utveckling av kompletterande reningslösningar som möjliggör behandling närmare källan och därmed effektiviserar hanteringen av radioaktivt avfallsvatten.

1.3 Syfte

Syftet med detta arbete är att experimentellt undersöka hur porstorleken hos fem olika PES-membran (0,2 µm, 100k, 50k, 30k och 5k MWCO) påverkar avskiljningen av radionukliderna ^{58}Co , ^{60}Co , $^{110\text{m}}\text{Ag}$, ^{124}Sb och ^{137}Cs i radioaktivt och kemiskt kontaminerat avfallsvatten från kärnkraftverk. Studien avser att kvantifiera retentionen för respektive nuklid vid olika porstorlekar, analysera eventuell adsorption till membranmaterialet genom massbalansberäkningar samt utvärdera hur membranens egenskaper påverkar flux och igensättning under drift. Vidare syftar arbetet till att bedöma vilken porstorlek som ger den mest fördelaktiga kompromissen mellan reningseffektivitet och processteknisk prestanda.

1.4 Avgränsningar

Studien har avgränsats till att primärt undersöka hur porstorleken hos de utvalda membranen påverkar retentionen av radionuklider. För att möjliggöra en rättvis och kontrollerad jämförelse mellan filtren hölls samtliga övriga parametrar konstanta, inklusive tryck, initialt pH och konduktivitet. Samma batch av initialvatten användes för samtliga körningar, och filtreringsförhållandena bibehölls oförändrade under experimentens genomförande.

Tillgången till avfallsvatten med tillräckligt hög aktivitet var begränsad och initialvattnet spikades därför med ett mer högaktivt vatten för att uppnå mätbara aktivitetsnivåer. Detta innebär att det använda vattnet inte helt motsvarade ett obehandlat originalvatten från avfallstankarna. Arbetet begränsades även av den tillgängliga tidsramen för experimentellt arbete på plats vid Ringhals.

Vidare var mätningarna anpassade till de befintliga geometrier som fanns tillgängliga för gammaspektrometri. Någon särskild mätgeometri för analys av filterkassetterna fanns inte tillgänglig, vilket begränsade möjligheten till direkt kvantifiering av aktivitet bundet i själva filtret. Dessa avgränsningar bedöms dock inte påverka studiens huvudsakliga syfte, då fokus ligger på den relativa jämförelsen mellan membranens prestanda under identiska och kontrollerade förhållanden.

2. Teoretisk bakgrund

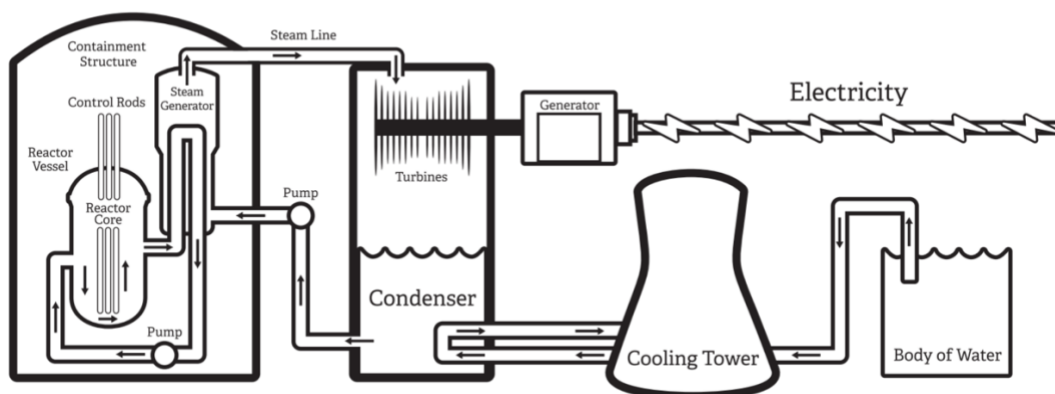
Detta kapitel presenterar den teoretiska bakgrund som ligger till grund för studien. Fokuset ligger på kärnkraftens processer, hantering av avfallsvatten samt de kemiska och fysikaliska principer som styr filtrering och separation av radionuklider.

2.1 Kärnkraft

Kärnkraftverk producerar elektricitet genom kontrollerad kärnklyvning av tunga atomkärnor, främst Uran-235 (^{235}U) [3]. Vid varje klyvning frigörs stora mängder energi i form av värme, samt ytterligare neutroner som bidrar till fortsatt kedjereaktion i reaktorn. Den frigjorda värmen tas upp av det omgivande reaktorvattnet, vilket värms upp och används för att generera ånga. Ångan driver i sin tur en turbin kopplad till en generator där den termiska energin omvandlas till elektrisk energi. Efter turbinen kyls ångan i en kondensator, där processvattnet hålls separerat från det kylande havsvattnet. Den kondenserade vätskan återförs därefter till systemet, vilket möjliggör en kontinuerlig process [3].

Under drift utsätts både bränslet och reaktorns konstruktionsmaterial för intensiv neutronbestrålning. Bränslet utgörs av uranoxid (UO_2), som är lätt anrikat för att öka andelen fissilt ^{235}U , och är inkapslat i bränslestavar som tillsammans bildar bränsleelement i reaktorkärnan. Inkapslingen fungerar som en barriär mot utsläpp av klyvningsprodukter till omgivande vatten, men är inte ogenomtränglig för neutroner och joniserande strålning, vilka kan inducera aktivering av material i reaktorsystemet. Detta leder till att korrosions- och erosionsprodukter i vattnet aktiveras och bildar radioaktiva nuklider. Därmed fungerar vattnet inte enbart som energibärare utan även som transportmedium för både kemiska och radioaktiva föroreningar [3].

Utformning av reaktorsystemet påverkar hur dessa processer sker och hur radioaktiva ämnen fördelas i anläggningen [3]. De två vanligaste reaktortyperna är tryckvattenreaktorer (Pressurized Water Reactor, PWR) och kokvattenreaktorer (Boiling Water Reactor, BWR). I en PWR hålls vattnet i primärkretsen under högt tryck för att förhindra att vattnet kokar. Värmen överförs via ånggeneratorer till en sekundär krets där ångan bildas och driver turbinen. Detta innebär att den radioaktiva primärkretsen är avskild från den sekundära ångkretsen. I en BWR sker ångbildningen istället direkt i reaktorn, vilket innebär att ångan som driver turbinen är radioaktiv. I båda reaktortyperna genereras radioaktivt processvatten som innehåller en komplex blandning av lösta joner, kolloider och partiklar, vilket ställer höga krav på efterföljande hantering och rening [3,4].



Figur 1. Schematisk illustration av ett tryckvattenreaktorsystem (PWR) utan kyltorn för produktion av elektricitet.

Utöver huvudkretsarna cirkulerar vattnet även i ett flertal hjälpsystem inom anläggningen, såsom reningssystem, dräneringssystem och kemiska kontrollsystem [4]. Dessa system hanterar vatten från exempelvis läckage, underhållsarbete och dekontaminering. Som en följd av detta uppstår flera olika vattenströmmar med varierande grad av kemisk- och radioaktiv kontamination, vilka utgör grunden för det avfallsvatten som måste behandlas innan det kan återföras till systemet eller släppas i havet [4].

2.1.1 Hantering av avfallsvatten

De avfallsvatten som genereras i kärnkraftverkens olika system måste behandlas innan det kan återföras till processen eller släppas ut till omgivningen [5]. Behandlingen syftar till att reducera både radioaktiv kontamination och kemiska föroreningar, såsom lösta joner som bidrar till hög konduktivitet. För att uppnå detta används olika reningstekniker, där filtrering och jonbyte utgör centrala delar i dagens processer. Val av rening beror på vattnets sammansättning, där förekomst av partiklar, kolloider och lösta joner påverkar vilken teknik som är mest effektiv [5].

Vid Ringhals behandlas avfallsvattnet genom flera olika reningssteg där mekaniska filter används för att avskilja partiklar och korrosionsprodukter, medan jonbytare används för att reducera lösta joner [2]. Genom att cirkulera vattnet mellan olika avfallstankar och däremellan låta vattnet passera filtren och/eller jonbytarna kan stora vattenvolymer renas inom den ordinarie processen. För vatten som inte kan renas tillräckligt effektivt finns även en separat avfallsanläggning för vidare behandling av avfallsvattnet [2].

2.1.2 Krav och riktlinjer för utsläpp

Hantering av radioaktivt avfallsvatten i kärnkraftverk regleras av nationella och internationella riktlinjer med syfte att minimera påverkan på människa och miljö [6]. I Sverige är det framför allt Strålsäkerhetsmyndigheten (SSM) som ansvarar för tillsyn och kravställning för kärntekniska anläggningar. Verksamheten styrs av principen att utsläpp av radioaktiva ämnen ska hållas så låga som rimligen är möjligt enligt ALARA-principen (As Low As Reasonably Achievable).

Innan vatten får släppas ut från anläggningen analyseras det med avseende på både aktivitet och konduktivitet och endast vatten som uppfyller fastställda gränsvärden får ledas vidare ut till havet [6]. Dagens reningssystem är generellt mycket effektiva och möjliggör att avfallsvatten kan släppas ut under kontrollerade former. Samtidigt finns ett kontinuerligt behov av att vidareutveckla och optimera reningsprocesserna för att hantera varierande vattenkemi och höga krav på utsläppskontroll [6].

2.2 Nuklidernas kemi och speciering

Radionuklider uppvisar olika kemiska beteenden i vatten beroende på parametrar som pH, redoxförhållanden och jonstyrka [5]. Dessa faktorer styr nuklidernas speciering, det vill säga i vilken form de förekommer, exempelvis som lösta joner, kolloider eller partiklar. Specieringen är avgörande för deras mobilitet i system och för hur effektivt de kan renas vid filtrering och jonbyte.

Nukliderna kobolt (^{58}Co , ^{60}Co), silver ($^{110\text{m}}\text{Ag}$), antimon (^{124}Sb) och cesium (^{137}Cs) är vanligt förekommande i avfallsvatten från kärnkraft och omfattas av utsläppskraven vid Ringhals [2]. Dessa nuklider är av särskilt intresse eftersom det finns myndighetsstyrda målvärden för deras

utsläppsnivåer. Samtidigt förväntas nukliderna förekomma i olika kemiska former i lösning, vilket kan påverka deras transport och avskiljning vid membranfiltrering.

2.2.1 Kobolt

^{58}Co och ^{60}Co är aktiveringsprodukter som bildas genom neutronbestrålning av konstruktionsmaterial i reaktorsystemet [7]. I process- och avfallsvatten förekommer kobolt både som lösta joner och bundet till partiklar och korrosionsprodukter, oftast benämnt som CRUD (Chalk River Unidentified Deposits). Kobolts kemiska form styrs i hög grad av pH i lösningen. Vid neutrala till svagt alkaliska förhållanden bildar kobolt svårlösliga hydroxider, så som $\text{Co}(\text{OH})_2$, vilket leder till utfällning och bildning av kolloidala eller partikulära former. Vid lägre pH förekommer kobolt huvudsakligen som lösta Co^{2+} -joner [7].

Denna variation innebär att kobolt i kolloidal eller partikulär form i högre grad kan avskiljas genom filtrering, medan lösta joner är svårare att avlägsna och ofta kräver kompletterande reningstekniker, såsom jonbyte [7].

2.2.2 Silver

$^{110\text{m}}\text{Ag}$ är ytterligare en aktiveringsprodukt som i process- och avfallsvatten främst förekommer i kolloidal form eller som mycket små partiklar, ofta i storleksordningen nanometer [8]. Till skillnad från många andra radionuklider förekommer silver i en begränsad utsträckning som lösta joner. Silver har en stark benägenhet att bilda svårlösliga föreningar, särskilt med svavel, vilket leder till bildning av stabila partiklar så som Ag_2S . Silver uppvisar även hög affinitet för adsorption till ytor och partiklar, vilket ytterligare bidrar till dess partikulära förekomst i vattnet [8].

Dominansen av kolloidala och partikulära former innebär att silver generellt har god potential att kunna avskiljas genom filtrering [8]. Eftersom partiklarna och kolloiderna ofta är mycket små krävs dock membran med liten porstorlek för effektiv avskiljning.

2.2.3 Antimon

^{124}Sb förekommer i vatten främst i löst form och uppvisar ett mer komplext kemiskt beteende jämfört med många andra aktiveringsprodukter [9]. Nukliden kan existera i olika oxidationstillstånd, huvudsakligen som $\text{Sb}(\text{III})$ och $\text{Sb}(\text{V})$, där förekomsten styrs av redoxförhållandena i systemet. I syresatta miljöer dominerar ofta $\text{Sb}(\text{V})$ i anjonisk form, som exempelvis $\text{Sb}(\text{OH})_6^-$, medan $\text{Sb}(\text{III})$ förekommer under mer reducerande förhållanden och kan bilda neutrala eller svagt laddade hydroxidarter [9]. Dessa former är generellt mindre stabila i syresatta system och kan lätt oxideras till $\text{Sb}(\text{V})$.

Den anjoniska och lösta förekomsten innebär att antimon generellt har låg benägenhet att avskiljas genom filtrering, då den inte bildar partiklar eller kolloider i samma utsträckning som exempelvis silver eller kobolt [9]. Detta gör att avskiljningen av antimon ofta är mer utmanande och i högre grad beroende av andra reningstekniker, så som jonbyte eller kemisk fällning.

2.2.4 Cesium

Till skillnad från tidigare beskrivna nuklider förekommer ^{137}Cs nästan uteslutande som lösta joner i form av Cs^+ i vatten [10]. Cesium bildar mycket lösliga föreningar och har låg benägenhet att bilda komplex, kolloider eller partiklar, vilket innebär att dess kemiska form är relativt oberoende av pH och redoxförhållanden inom normala driftförhållanden.

Denna lösta och stabila förekomst innebär att cesium i princip inte kan avskiljas genom filtrering, oavsett porstorlek [10]. Istället krävs andra reningstekniker, främst jonbyte, för att effektivt avlägsna nukliden från vattnet. Cesium utgör därmed en tydlig kontrast till exempelvis kobolt och silver och illustrerar vikten av att anpassa reningsmetoder efter nuklidens kemiska egenskaper.

Tabell 1. Sammanfattning av nuklidernas kemiska form i vatten kopplat till filtrerbarhet.

NUKLID	Förekomstform	Kemiskt beteende	Påverkan av pH / redox	Filtrerbarhet
⁵⁸ Co, ⁶⁰ Co	Co ²⁺ (löst), partiklar (CRUD), kolloider	Bildar hydroxider	Utfällning vid pH 8–10 (Co(OH) ₂)	Delvis – beroende på form
^{110m} Ag	Kolloider, nanopartiklar	Bildar svårslösliga föreningar (t.ex. Ag ₂ S), stark adsorption	Relativt oberoende, styrs mer av partikelbildning	God – kräver små porstorlekar
¹²⁴ Sb	Löst, anjonisk (Sb(OH) ₆ ⁻)	Redoxberoende (Sb(III)/Sb(V))	Sb(V) dominerar vid oxiderande förhållanden	Låg – svår att filtrera
¹³⁷ Cs	Löst (Cs ⁺)	Stabil, bildar ej partiklar	Nästan oberoende av pH/redox	Ingen – kräver jonbyte

Tabellen visar tydligt att nuklidernas kemiska form i vatten har avgörande betydelse för deras filtrerbarhet. Nuklider som förekommer i partikulär eller kolloidal form, så som kobolt och silver, kan i högre grad avskiljas genom filtrering, medan lösta och anjoniska nuklider, såsom cesium och antimon, är svårare att avlägsna och kan behöva andra reningstekniker.

2.3 Membranfiltrering

Membranfiltrering är en separationsteknik som används för att avskilja ämnen i vätskor med hjälp av ett semipermeabelt membran [11]. Separationen drivs vanligtvis av en tryckskillnad över membranet och baseras främst på skillnader i storlek, där partiklar och makromolekyler som är större än membranets porer hålls kvar, medan mindre komponenter passerar som permeat.

Inom vattenrening används membranfiltrering i stor utsträckning för att avlägsna partiklar, mikroorganismer och vissa makromolekyler, medan lösta joner i regel passera genom membranet [11]. Beroende på membranets egenskaper, såsom porstorlek och material, kan olika typer av separation uppnås. Vanliga membranprocesser inkluderar mikrofiltrering och ultrafiltrering, som främst avlägsnar partiklar och kolloider, samt mer finporiga tekniker såsom nanofiltrering och omvänd osmos, vilka även kan avskilja lösta ämnen.

Valet av membran och filtreringsmetod är avgörande för separationseffektivitet och måste anpassas efter de önskade ämnen som ska avlägsnas [11]. I system där föroreningar förekommer i både löst och partikulär form, såsom i avfallsvatten från kärnkraftverk, blir förståelsen för deras skillnader särskilt viktigt vid val av lämplig reningsteknik.

2.3.1 Mikrofiltrering och ultrafiltrering

Membranfiltrering kan delas in i olika processer beroende på membranets porstorlek, där mikrofiltrering och ultrafiltrering är två vanligt förekommande tekniker [11]. Mikrofiltrering använder membran med porstorlekar i storleksordningen 0,1–10 μm och används främst för att avskilja större partiklar, suspenderat material och mikroorganismer. Separationen sker

huvudsakligen genom en siktningsseffekt, där partiklar större än porerna hålls kvar medan mindre komponenter passerar genom membranet. Tekniken används idag i stor utsträckning inom vattenrening och industriella processer, där den utgör ett viktigt steg i att avlägsna partiklar och mikroorganismer från komplexa vattenströmmar [11].

Ultrafiltrering använder finporigare membran och karakteriseras istället genom membranets molekylviktsgräns (Molecular Weight Cut-Off, MWCO), vanligtvis inom intervallet 1-1000kDa. Det finkorniga membranet möjliggör avskiljning av kolloider, makromolekyler och större lösta komplex som är för små för att avskiljas med mikrofiltrering. Liksom vid mikrofiltrering sker separationen främst genom storleksbaserad exkludering, men påverkas även av faktorer såsom molekylform, laddning och lösningens kemiska sammansättning. Filtreringstekniken förekommer brett inom vattenrening, bioteknik och processindustrin, exempelvis för koncentring av proteiner, avlägsnande av kolloider och rening av komplexa vätskesystem [11].

MWCO-värdet definieras vanligtvis som den molekylvikt vid vilken cirka 90% av ett ämne avskiljs under givna förhållanden. Det bör alltså betraktas som ett riktvärde snarare än en exakt gräns. Avskiljningen påverkas inte enbart av molekylstorlek, utan även faktorer såsom tryck, flöde samt interaktioner mellan ämnet och membranet [11].

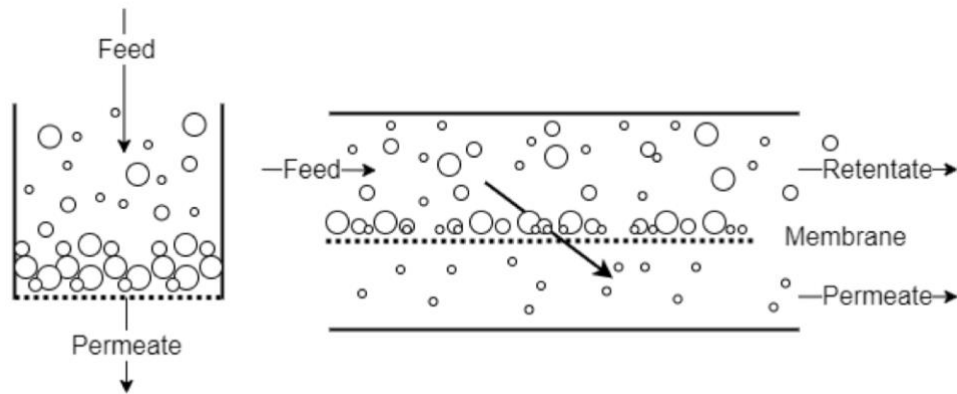
Mikro- och ultrafiltrering används ofta i kombination inom tekniska reningssystem, där mikrofiltrering fungerar som ett förfiltreringssteg för att reducera partikulärt material och därmed förbättra prestandan hos efterföljande, mer selektiva membran. I komplexa vattenströmmar, såsom avfallsvatten från kärnkraft, där föroreningar förekommer i fler storleksintervall, blir denna uppdelning särskilt relevant. Valet av filtreringssteg och membranegenskaper styr därmed vilka fraktioner som kan avskiljas och en direkt påverkan på reningens effektivitet [11].

2.3.2 Tvärflödesfiltrering

Tvärflödesfiltrering (cross-flow filtration) är en filtreringsteknik där vätskan strömmar parallellt med membranytan, samtidigt som en del av vätskan pressas genom membranet som permeat [12]. Detta skiljer sig från dead-end filtrering, där hela vätskeflödet passerar vinkelrät genom membranet och partiklar successivt ansamlas på ytan. I sådana system bildas ett kompakt lager av partiklar, ofta benämnt som filterkaka, vilket snabbt ökar motståndet mot flödet genom membranet och därmed kan försämra filtreringens effektivitet [11,12].

Vid tvärströmsfiltrering leds istället feedlösningen längs membranytan med en relativt hög flödes hastighet, vilket ger upphov till skjuvkrafter nära ytan. Dessa krafter bidrar till att transportera bort partiklar och kolloider från membranet och motverkar därmed uppbyggnaden av en filterkaka. Effekten av detta är att filtreringsprocessen kan upprätthålla ett mer stabilt permeatflöde över tid, även vid behandling av vätskor med hög partikel- eller kolloidkoncentration [11].

Trots att bildningen av en kompakt filterkaka reduceras uppstår i regel en koncentrationsgradient i gränsskiktet närmast membranytan, där halten av partiklar och lösta ämnen är högre än i bulkvätskan. Detta påverkar transporten genom membranet och kan bidra till ett ökat motstånd mot flöde. Filtreringens effektivitet bestäms därmed av samspelet mellan flödesförhållanden och vätskans och membranets egenskaper [11].



Figur 2. Schematisk jämförelse mellan Dead-End filtrering till vänster i figuren och tvärfloresfiltrering (cross-flow filtration) till höger i figuren, där flödet sker parallellt med membranytan.

2.3.3 Membranegenskaper och material

Membran som används inom mikro- och ultrafiltrering tillverkas vanligen av polymera material, där egenskaper såsom porstruktur, ytstruktur och kemisk stabilitet har stor betydelse för filtreringsprocessens prestanda. Vanliga material inkluderar polysulfon (PS), polyetersulfon (PES) och polyvinylidenfluorid (PVDF), vilka alla kännetecknas av god mekanisk och kemisk resistens i vattenbaserade system [11].

Membran kan strukturellt delas in i isotropa och anisotropa membran. Isotropa membran har en enhetlig struktur genom hela materialet, där porstorlek och egenskaper är relativt homogena. Anisotropa membran är däremot uppbyggda av flera skikt med olika struktur, där ett tunt och selektivt ytskikt ansvarar för separationen medan ett tjockare och mer poröst stödsikt ger mekanisk stabilitet och möjliggör höga flöden. Inom mikro- och ultrafiltrering används främst anisotropa, ofta asymmetriska, membran, så denna uppbyggnad möjliggör en effektiv kombination av hög permeabilitet och god avskiljning [11,12].

PES kännetecknas av hög kemisk stabilitet och god mekanisk hållfasthet och är därför väl lämpat för filtreringsprocesser i vattenbaserade system. Materialet uppvisar även relativt hydrofila egenskaper, vilket innebär att vatten lätt kan väta membranytan och underlättar transport genom membranet. Membranets ytstruktur påverkar samtidigt hur lösta och kolloidala ämnen interagerar med ytan, där exempelvis elektrostatiske krafter kan bidra till variation i transport och avskiljning i komplexa vattenmatriser [11].

2.4 Transportfenomen och begränsningar

Transporten genom membran styrs av en balans mellan drivande kraft och motverkande resistenser. I tryckdriven membranfiltrering utgörs den huvudsakliga drivkraften av den transmembrana tryckskillnaden (TMP), medan motstånd uppstår i både membranet och gränsskiktet nära membranytan. Sambandet mellan dessa faktorer kan beskrivas med Darcys lag, där permeatflödet är proportionellt mot tryckskillnaden och omvänt proportionellt mot det totala hydrauliska motståndet i systemet. Detta motstånd påverkas bland annat av membranets porstorlek, struktur och eventuella beläggningar på membranytan. Mindre porstorlek innebär generellt ett högre motstånd och därmed lägre flöde. Det resulterande permeatflödet bestäms därmed av samspelet mellan drivkraft, membranegenskaper och vätskans sammansättning [11].

Utöver storleksbaserad separation påverkas transporten genom membranet även av kemiska interaktioner mellan membran och lösta ämnen. I system med hög konduktivitet, vilket motsvarar hög jonstyrka, kan elektrostatiske interaktioner förändras. En ökad jonstyrka leder till att elektriska laddningar i lösningen skärmas av, vilket minskar repulsionen mellan laddade ämnen och membranytan. Detta kan i sin tur påverka både transport och avskiljning, särskilt för ämnen som förekommer i löst eller kolloidal form. I system där radioaktiva ämnen förekommer tillsammans med höga halter av lösta salter blir dessa effekter särskilt relevanta då de kan påverka filtreringens effektivitet [7,13].

2.4.1 Koncentrationspolarisering

Koncentrationspolarisering uppstår när lösta ämnen och partiklar transporteras mot membranytan snabbare än de kan diffundera tillbaka i bulkvätskan. Detta leder till en ansamling av ämnen i ett gränsskikt nära membranet, vilket i sin tur resulterar i en högre lokal koncentration än i den omgivande lösningen. Följden blir en minskad effektiv drivkraft för transport genom membranet och därmed ett reducerat permeatflöde. Fenomenet är i grunden reversibelt och påverkas av vätskans flödesförhållanden nära membranytan [11].

2.4.2 Fouling

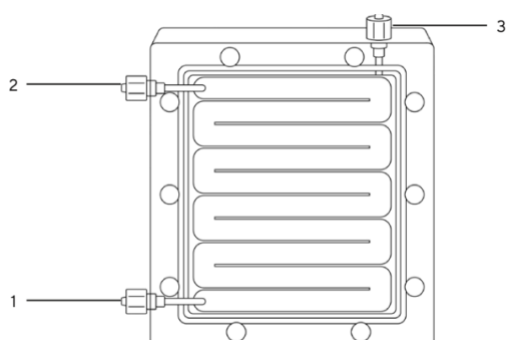
Till skillnad från koncentrationspolarisering beskriver fouling mer långvariga förändringar där material ansamlas på eller i membranet. Detta kan ske genom blockering av porer eller genom bildning av ett lager på membranytan, vilket ökar motståndet mot flöde och påverkar filtreringens prestanda över tid. Foulingens omfattning beror både på membranets egenskaper och lösningens sammansättning, särskilt förekomsten av kolloider, organiskt material och oorganiska partiklar [11].

3. Instrument och utrustning

Detta kapitel beskriver den utrustning och de mätmetoder som använts i studien. Fokuset ligger på filtreringsutrustning samt instrumenten som används för analys av kemiska och radiologiska parametrar i proverna.

3.1 Filtreringsutrustning

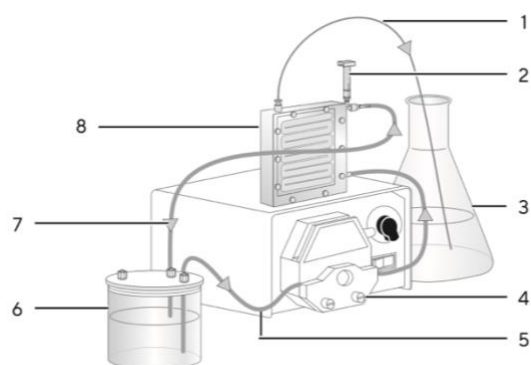
Filtreringen i detta arbete utfördes med ett Vivaflow 200-system (Sartorius), vilket är en laboratoriebaserad utrustning för tvärlödesfiltrering. Systemet är uppbyggt kring en membranmodul där lösningen pumpas parallellt med membranytan, vilket möjliggör kontinuerlig separation av partiklar, kolloider och makromolekyler från vätskefasen samtidigt som uppbyggnaden av en filterkaka begränsas. Separationen drivs av en tryckskillnad över membranet, där permeat passerar genom membranet medan större komponenter kvarhålls i retentatet [13].



Figur 3. Schematisk illustration av Vivaflow 200-kassetten för tvärlödesfiltrering, där feedlösningen (1) separeras i retentat (2) och permeat (3).

I studien användes fem olika membran med varierande porstorlek och molekylviktsavskärmning (MWCO): ett mikrofilter på $0,1\mu\text{m}$ (PES) samt fyra ultrafilter med MWCO 100kDa, 50kDa, 30kDa och 5kDa. Samtliga membran hade en effektiv filtreringsarea på 200 cm^2 , vilket möjliggör jämförelse av hur olika storleksfraktioner av partiklar och kolloider påverkar avskiljningen av radionuklider i lösningen[13].

Flödet genom systemet genererades med en peristaltisk pump (Masterflex), vilket möjliggör kontrollerad cirkulation av lösningen genom membranmodulen. Genom att justera pumpens hastighet kan flöde och tryckförhållanden påverkas, vilket i sin tur styr filtreringsprocessens prestanda.



Figur 4. Schematisk uppställning av Vivaflow 200-systemet för tvärlödesfiltrering med systemets huvudkomponenter: permeatslang (1), tryckmätare (2), permeatbehållare (3), peristaltisk pump (4), feedslang (5), matarbehållare (6), retentatslang (7) och Vivaflow-kassett (8).

3.2 Gammaspektrometri

För att identifiera och kvantifiera radionuklider i proverna användes gammaspektrometri med en germaniumdetektor (Ge-detektor). Metoden bygger på att instabila atomkärnor emitterar gammastrålning med karakteristiska energier vid sönderfall, vilket möjliggör identifiering av olika nuklider genom analys av deras energispektrum.

Ge-detektorn är en halvledardetektor med hög energiupplösning. När gammastrålning integrerar med detektormaterialet absorberas energin genom processer så som fotoelektrisk effekt, Comptonspridning och parbildning. Detta leder till att elektron-hål-par bildas i germaniumkristallen. Under inverkan av ett elektriskt fält rör sig dessa laddningsbärare mot respektive elektrod, vilket ger upphov till en elektrisk signal proportionell mot den absorberade energin. Signalerna registreras och omvandlas till ett energispektrum där toppar, så kallade fullenergitoppar, motsvarar specifika gammastrålningsenergier från olika radionuklider [14]

Genom att analysera topparnas position kan radionuklider identifieras. Topparnas area är proportionell mot aktiviteten och kan därmed användas för kvantifiering. För att säkerställa god energiupplösning kyls detektorn med flytande kväve, vilket minskar termiskt brus. Detektorn är även placerad i ett blyskydd för att reducera bakgrundstrålning och därigenom förbättra mätningens noggrannhet [14].

Vid gammaspektrometri kan olika provgeometrier användas beroende på provvolym och aktivitetsnivå. Det är därför viktigt att detektorn är kalibrerad för den aktuella geometrin för att säkerställa korrekta aktivitetsbestämningar. I denna studie användes Marinelli-geometri med en provvolym på 1000 ml, vilket innebär att provet omsluter detektorn och därmed ger hög detektionseffektivitet. Detta är särskilt fördelaktigt vid analys av lågaktiva prover. Utöver detta användes mindre provgeometrier på 50ml och 85ml, vilka möjliggör analys av mindre provolymer men generellt ger lägre detektionseffektivitet. Osäkerheter i aktivitetsmätningen kan uppstå till följd av mätgeometri, kalibrering, mättid och pulsstatistiskt, särskilt vid låga aktivitetsnivåer [14].



Figur 5. HPGe-detektor använd vid gammaspektrometrisk analys av proverna.

3.3 pH- och konduktivitetsmätningar

För att karaktärisera de kemiska egenskaperna hos lösningarna mättes både pH och konduktivitet. Dessa parametrar ger viktig information om lösningens sammansättning och påverkar hur olika ämnen förekommer kemiskt samt deras beteende vid filtrering.

Konduktivitet är ett mått på lösningens elektriska ledningsförmåga som beror på koncentrationen av lösta joner [7]. Mätningen utfördes med en konduktivitetsmätare WTW TetreCon 325, där ström leds genom lösningen via en konduktivitetscell och den resulterande ledningsförmågan anges i $\mu\text{S}/\text{cm}$. Höga konduktivitetsvärden indikerar en hög halt av lösta salter, vilket generellt inte avskiljs med mikro- och ultrafiltrering.

pH-värdet anger lösningens surhetsgrad och påverkar specieringen av många ämnen i lösning. Mätningen utfördes med en WTW 3310, där en glaselektrod användes för att mäta potentialskillnaden relaterad till vätejonkoncentrationen i lösningen. För många metalliska radionuklider kan pH styra om de förekommer i löst jon form, som kolloider eller som fälda partiklar, vilket i sin tur påverkar filtreringsprocessen [7].

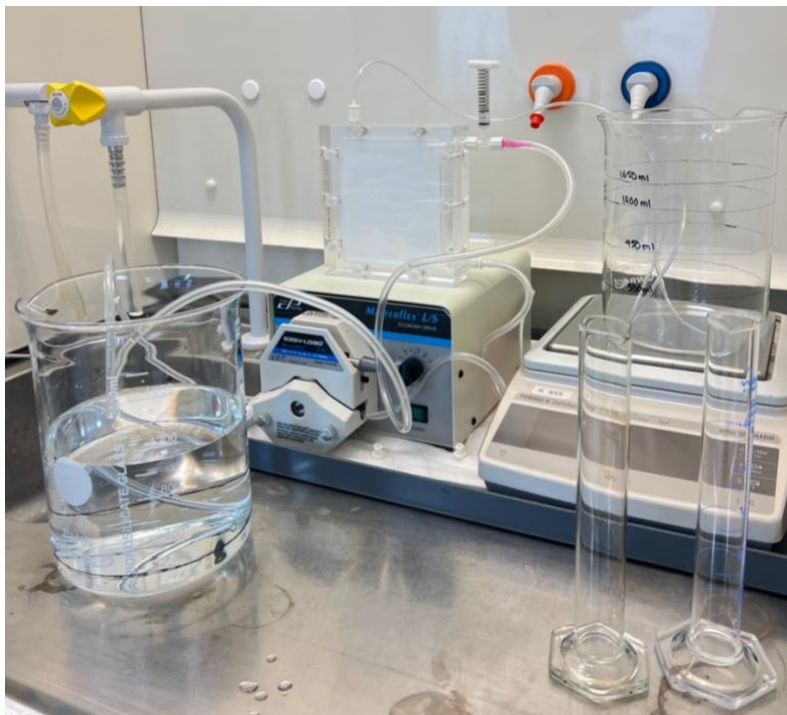
4. Metod

De experimentella studierna genomfördes i två huvuddelar, Del A och Del B, med syfte att utvärdera membranfiltreringens prestanda under två skilda kemiska förhållanden. I Del A användes en initial matarlösning, men då denna inte fullt uppvisade de egenskaper som eftersträvades vidareutvecklades försöket och kompletterades med en andra lösningssammansättning som analyserades i Del B. Efter huvudförsöken genomfördes även kompletterande filtreringsförsök för att vidare undersöka förekomsten av radioaktiva partiklar i vattenmatrisen. Metoden omfattar uppställning av filtreringssystemet, framställning och karakterisering av matarlösningarna, genomförande av filtreringsförsök, kompletterande analyser samt efterföljande dataanalys.

4.1 Experimentell uppställning av filtreringsutrustningen

Den experimentella uppställningen bestod av en Vivaflow 200-membranmodul kopplad till en peristaltisk pump (Masterflex) via flexibla slangar. Matarlösningen placerades i en 2-litersbägare och pumpades via en slang genom pumpen till ett inlopp i den nedre delen av membranmodulen. Från membranmodulen leddes permeatet ut via en separat slang till en 2-liters permeatbägare placerad på en våg för kontinuerlig registrering av permeatvolymen över tid. Trycket i systemet övervakades med en tryckmätare som var placerad på utloppet för permeatet i anslutning till membranmodulen. Retentatet lämnade membranmodulen via ett utlopp i dess övre del och återfördes genom en slang till matningsbägaren, vilket gav ett slutet system med kontinuerlig recirkulation och möjlighet för uppkoncentrering.

För varje filter användes en komplett uppsättning slangar och tryckmätare som medföljde respektive Vivaflow 200-modul. Mellan varje körning byttes både membranmodul och tillhörande slangar ut, medan övriga delar av uppsättningen hölls konstanta och rengjordes mellan körningarna.



Figur 6. Experimentell uppställning för tvärfloresfiltrering med Vivaflow 200-kassett och peristaltisk pump (Masterflex).

4.2 Beredning av matarvattnen

Målet var att ta fram ett matarvatten som i möjligast mån efterliknar ett processvatten, med förhöjd aktivitet i kombination med hög konduktivitet i form av kemisk kontamination, från kärnteknisk verksamhet. Då ett sådant vatten inte fanns tillgängligt vid experimenttillfället bereddes lösningar baserade på tillgängliga vattenkällor i anläggningen. Framtagningen av en representativ matris visade sig vara komplex, vilket resulterade i att experimentet utfördes i två delar, Del A och Del B, med olika sammansättning av matningsvattnet.

4.2.1 Matarvatten Del A – Initial sammansättning

Matarvattnet framställdes genom att blanda två typer av processvatten från anläggningens tankar. Det ena vattnet uppvisade hög konduktivitet men låg aktivitet och spikades därför med ett mer radioaktivt vatten.

Totalt bereddes 10 liter matarlösning, fördelat på fem separata 2-litersdunkar med identisk sammansättning. Lösningen pH-justerades till pH 7, genom tillsats av 2M NaOH. Sammansättningen av matarlösningen visas i Tabell 2.

Tabell 2. Sammansättning av matarvatten för Del A.

Processvatten	Volym (ml)
MT2	1940
3RC-kvartalsprov	60

Den framställda lösningen motsvarade dock inte fullt ut det eftersträvade egenskaperna hos ett realistiskt processvatten. Avvikelsen bedöms bero på att det radioaktiva vattnet (3RC-kvartalsprov) tidigare surgjorts, vilket påverkar nuklidernas kemiska speciering. Trots efterföljande pH-justering kan dessa förändrade kemiska förhållanden ha kvarstått och därmed påverkat filtreringsresultaten.

4.2.2 Matarvatten Del B – Modifierad sammansättning

En ny matarlösning framställdes baserad på ett alternativt radioaktivt processvatten som inte hade surgjorts, utan tagits direkt ifrån processen. Därmed förväntades nuklidernas kemiska form bättre motsvara verkliga driftförhållanden. Sammansättningen av matarlösningen visas i Tabell 3.

Tabell 3. Sammansättning av matarvatten för Del B.

Processvatten	Volym (ml)
MT2	1940
3RH-A	60

Den lösningen bedömdes bättre representera ett realistiskt processvatten och användes för att undersöka om surgöring påverkar filtreringsresultaten.

4.3 Förberedelsefas

Inför varje filtreringskörning förbereddes systemet och matarlösningen enligt följande.

Säkerhet

Samtliga moment genomfördes enligt gällande säkerhetsrutiner för hantering av radioaktiva material. Personlig skyddsutrustning i form av skyddsoverall, handskar och skyddsglasögon användes under hela försöket. Allt material hanterades och sorterades enligt Ringhals regler för hantering av radioaktivt avfall.

Referens före filtrering

Ett referensprov togs från matarlösningen för bestämning av initial aktivitet, pH och konduktivitet. En volym om 1000 ml överfördes till en Marinelli-burk och analyserades med gammaspektrometri. Efter genomförd mätning återfördes provet till den beredda matarlösningen. Parallellt bestämdes pH och konduktivitet.

4.4 Filtreringsförfarande

Filtreringsförfarandet genomfördes enligt nedanstående steg och upprepades för samtliga membran i följande ordning: 0,2 μm , 100 kDa, 50 kDa, 30 kDa och 5 kDa. Samma metodik tillämpades även för matarlösningen i del B, där ett urval av membran användes för att undersöka hur skillnader i vattensammansättning påverkade filtreringsresultaten.

Installering av membranmodulen i systemet

Inför varje körning installerades aktuellt membranmodul i uppställningen.

Priming

Systemet sköljdes med ultrarent vatten (SQ) för att avlägsna luft ur slangar och membranmodul, samt för att säkerhetsställa att uppställningen var genomspolad och ursköljd. Därefter tömdes systemet.

Stabilisering (recirkulation)

Efter priming tillsattes matarlösningen till en 2-literbägare och inloppslangen, retentatslangen och permeatslangen placerades i denna. Pumpens startades och trycket justerades till cirka 2,5 bar. Matarlösningen cirkulerade under cirka 2 minuter för att mätta membranets bindningsytor och stabilisera systemet.

Start av filtrering

Efter 2 minuter, när recirkulationssteget var avslutat, startades filtreringen genom att permeatslangen flyttades till en separat 2-literspermeatbehållare placerad på en våg, utan att pumpen stoppades. Permeatet samlades kontinuerligt upp medan retentatet återfördes till matningsbehållaren. Under filtreringen registrerades vikten av det uppsamlade permeatet löpande.

Stickprov under filtrering

Under filtreringsförloppet togs tre stickprov om 50 ml från permeatslangen ut. Det första provet togs efter att 500 ml permeat hade samlats upp, det andra efter 950 ml och det tredje efter 1400 ml. Proven överfördes till 50 ml cerboburkar.

Uppkoncentrering

Filtreringen fortsatte tills cirka 200 ml retentat återstod i matningsbehållaren. Detta motsvarade en uppkoncentrering med ren faktor 10 i förhållande till startvolymen och användes som stoppkriterium för körningen.

Tömning av systemet

Efter avslutad filtrering tömdes systemet manuellt genom att slangarna lyftes och membranmodulen lutades, så att kvarvarande vätska kunde ledas tillbaka till matningsbehållaren. Retentatet överfördes därefter till en separat provflaska för vidare analys.

Dead Wash

Efter tömning tillsattes 85 ml SQ-vatten till den tomma matningsbehållaren och recirkulerades i systemet i cirka 3 minuter med stängd permeatslang. Vätskan samlades in som ett separat prov i en 90 ml cerboburk.

Hantering av använda membran och slangar

Använda membran och tillhörande slangar samlades in separat före vidare mätning.

4.5 Analysfas

Efter varje körning analyserades prover med avseende på aktivitet, konduktivitet och pH. Efter samtliga mätningar sparades allt vatten i separata behållare för respektive vattenflöde, retentat, permeat och Dead Wash, från filtreringsförsöket.

Referensprov

Innan filtreringen togs ett referensprov från matalösningen. En volym om 1000 ml överfördes till en Marinelli-behållare och analyserades med gammaspektrometri för bestämning av initial aktivitet. Efter avslutad mätning återfördes provet till matningsbehållaren för att bevara massbalansen i systemet.

Permeatprov

Stickproverna analyserades separat med gammaspektrometri för att följa förändringen i aktivitet över tid under filtreringen. Efter mätning återfördes proverna till permeatbehållaren. och lösningen homogeniserades genom att försiktigt skaka behållaren. Ett slutprov på 1000 ml togs och hölls i en Marinelli-burk för aktivitetsmätning med gammaspektrometri. Konduktivitet och pH mättes på det homogeniserade permeatvattnet. Efter slutmätningen hölls allt vatten tillbaka till permeatbehållaren och sparades.

Retentatprov

Det uppkoncentrerade retentatet samlades upp och aktivitet, konduktivitet och pH mättes. Gammanalysen utfördes med 50 ml geometri i detektorn.

Dead Wash-prov

Vätskan som erhöles efter Dead Wash-steget samlades in och analyserades med gammaspektrometri med 85 ml geometri. Detta prov användes för att uppskatta mängden aktivitet som absorberades till membran och slangsystem under filtreringen.

Membranmätning

Efter avslutad filtrering analyserades även membranerna direkt med gammaspektrometri i syfte att erhålla en indikation på kvarvarande aktivitet i filtermaterialet. Då ingen specifik geometri eller kalibrerad detektionseffektivitet var framtagen för denna provtyp mättes filtren med

samma geometri som 1000 ml Marinelli-burkarna. Dessa mätningar betraktas därför som semikvantitativa och används främst som ett kompletterande mått till adsorption i systemet. Nedanstående tabell visar de analyser som utfördes för de olika provtyperna från respektive filtrering.

Tabell 4. Sammanställning av analyserade provtyper samt vilka parametrar som analyserades för respektive prov.

Provtyp	Aktivitet (γ)	Konduktivitet	pH	Syfte
Feed (referens)	✓	✓	✓	Initial karakterisering
Permeat (stickprov)	✓	–	–	Följa förändring över tid
Permeat (slutprov)	✓	✓	✓	Bestämma total separation
Retentat	✓	✓	✓	Uppkoncentrering / retention
Dead Wash	✓	–	–	Adsorption i system
Filter	✓*	–	–	Adsorption i membran

*Mätningen utfördes utan kalibrerad geometri och betraktas därför som semikvantitativ.

Konduktivitet och pH mättes för att karaktärisera lösningarnas kemiska egenskaper, samt för att möjliggöra tolkning av eventuellt förändringar i separationsbeteende mellan olika körningar. De uppmätta aktivitetsvärdena från gammadetektorn användes som underlag för vidare beräkning av retention, massbalans och flux, vilka presenteras i avsnitt 4.6.

4.6 Kompletterande filtreringsförsök

Efter huvudförsöken genomfördes kompletterande filtreringsförsök för att vidare undersöka den begränsade avskiljning av aktivitet som observerades. Syftet var att utvärdera om partiklar förkom i vattenmatriserna och om dessa bar radionuklider samt om tidigare membranfiltrering hade avlägsnat eventuella partikulära fraktioner. De analyserade proverna utgjordes av det radioaktiva RH-vattnet, vilket användes som aktiv komponent vid beredning av matarvattnet i Del B, ett nyberett vatten med samma sammansättning som matarvattnet i Del B (RH + MT2), samt permeatet från filtreringsförsöket i Del B efter passage genom 30kDa-filtret.

Filtreringen utfördes med ett 0,45 μm Millipore membranfilter (MCE) monterat i en enkel filterhållare kopplad till en vakuumpump. För RH-vattnet filtrerades 85 ml, medan 1000 ml filtrerades för det nyberedda vattnet respektive permeatet från 30kDa filtret. Efter avslutad filtrering sparades både filter och filtrat från respektive prov. Filtrens utseende dokumenterades visuellt för att bedöma förekomsten av avskilda partiklar. Därefter analyserades både filter och filtrat med gammadetektorn i kalibrerade geometrier för att bestämma hur aktiviteten fördelades mellan partiklar på filtret och aktiva joner i vätskefasen. Försöken användes som ett kvalitativt komplement till huvudstudien för att tolka radionuklidernas speciering och membranfiltreringens begränsningar.

4.7 Dataanalys och beräkningar

Uppmätta aktivitetsdata från gammadetektorn användes för att utvärdera membranets separationsförmåga samt för att beskriva fördelningen av radioaktiva nuklider mellan permeat, retentat och system. Aktiviteten uttrycktes som koncentration (Bq/L) och låg till grund för samtliga beräkningar.

Membranets genomsläppsförmåga beskrevs med kvoten P/M, beräknad enligt:

$$\frac{P}{M} (\%) = \frac{C_P}{C_M} * 100 \quad (1)$$

där C_P är aktiviteten i permeatet och C_M är aktiviteten i matarlösningen.

För att kvantifiera fördelningen av aktivitet i systemet användes en massbalans enligt:

$$A_{tot} = A_{permeat} + A_{Retentat} + A_{Dead\ Wash} + A_{Filter} \quad (2)$$

där A_{tot} är den initiala totala aktiviteten i matarlösningen, $A_{Dead\ Wash}$ representerar den del som absorberats från systemet, medan A_{Filter} motsvarar kvarvarande aktivitet i membranet efter filtrering.

5. Resultat och diskussion

I detta kapitel presenteras resultaten från de genomförda filtreringsförsöken samt tillhörande diskussion och tolkning av resultaten. Filtreringsförsöken delades upp i två separata försöksserier. Del A omfattade jämförande filtrering av surgjort och därefter pH-neutraliserat vatten genom fem olika PES-membran: 0,2 μm , 100 kDa, 50 kDa, 30 kDa och 5 kDa. Del B omfattade filtrering av ett icke-surgjort processvatten genom 30kDa-membranet för att undersöka hur surgörningen påverkade nuklidernas avskiljning och kemiska form. Utöver huvudförsöken genomfördes även kompletterande membranfiltrering med 0,45 μm -filter för att vidare undersöka förekomst av partikulärt bundna radionuklider i Del B-vattnet.

Resultaten diskuteras med särskilt fokus på radionuklidernas kemiska speciering, eftersom förekomst av joner, kolloider eller partiklar har en stor betydelse för avskiljningen vid membranfiltrering. Även pH, konduktivitet, systemprestanda, adsorption och experimentella begränsningar behandlas för att ge en samlad tolkning av resultaten.

5.1 Del A- Filtrering av surgjort vatten

I Del A undersöktes hur fem olika PES-membran med varierande porstorlek påverkade avskiljningen av radioaktiva nuklider från ett surgjort och därefter pH-neutraliserat processvatten. Samtliga filtreringsförsök i Del A genomfördes med separat beredda batcher baserade på samma vattenkomposition och blandningsförhållanden för att säkerställa jämförbara utgångsförhållanden mellan membranen. Samtliga filter kördes även under liknande driftförhållanden för att möjliggöra jämförelse mellan filtren.

5.1.1 Karaktärisering och vattenkemiska förutsättningar av matarvatten

Matarvattnets kemiska sammansättning karaktäriserades med avseende på pH, konduktivitet och aktivitetskoncentrationer för att fastställa jämförbara utgångsförhållanden inför filtreringsförsöken. Matarvattnet i Del A bestod av surgjort och därefter pH-neutraliserat processvatten innehållande Co-58, Co-60, Ag-110m och Sb-124. Samtliga filtreringsförsök genomfördes med liknande vattenkemiska förutsättningar för att möjliggöra jämförelse mellan membranen.

Konduktiviteten i matarvattnet låg mellan 958–987 $\mu\text{S}/\text{cm}$ för samtliga försök, medan pH varierade mellan cirka 7,2–7,5 efter neutralisering. Även permeat- och retentatprover uppvisade liknande nivåer utan några tydliga förändringar efter filtrering, vilket visar att vattenkemin förblev relativt konstant under försöken. Resultaten indikerar därmed att filtreringsprocessen inte gav upphov till några större förändringar i lösningens jonstyrka eller kemiska sammansättning. Sammanställning av pH, konduktivitet och aktivitetskoncentrationer för matarvattnet i Del A visas i Tabell 5. Värdena baseras på analyser av de fem beredda matarvattenlösningarna med identisk sammansättning och anges som medelvärden med variationsintervall.

Tabell 5. Sammanställning av pH, konduktivitet och aktivitetskoncentrationer för matarvattnet i Del A

Kemisk parameter	Värde
pH	7.33
Konduktivitet ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	1242.6
Aktivitetskoncentration (Bq/kg)	Medelvärde
Co-58	366
Co-60	176.6
Ag-110m	61.0
Sb-124	10.1
Sb-125	8.93
Total aktivitet	680

Värden för aktivitetskoncentrationerna ges som ett medelvärde av de fem beredda batcherna.

5.1.2 Systemprestanda och flödesegenskaper

Flödesloggarna från filtreringsförsöken visar en tydlig variation i permeatflödet mellan de olika filtren, där flödet minskar med minskade porstorlek och MWCO. Det högsta flödet uppmättes för 0,2 μm -filtret med cirka 256 ml/min, medan det lägsta flödet erhöles för det tätaste ultrafiltreringsmembranet, 5 kDa, med ett flöde på cirka 17 ml/min. Sammanställning av uppmätta permeatflöden för respektive filter i Del A visas i Tabell 6.

Tabell 6. Uppmätt permeatflöde för respektive filter från Del A.

Filter	Porstorlek / MWCO	Flöde (ml/min)
1	0,2 μm	256
2	100 kDa	180
3	50 kDa	185
4	30 kDa	125
5	5 kDa	17

Den observerade trenden är i linje med den teoretiska beskrivningen av tryckdriven membranfiltrering, där permeatflödet enligt Darcys lag bestäms av förhållandet mellan drivande tryck och det totala hydrauliska motståndet. När porstorleken minskar ökar membranets motstånd, vilket resulterar i lägre flöden. Detta förklarar den tydliga minskningen i flöde mellan de undersökta filtren.

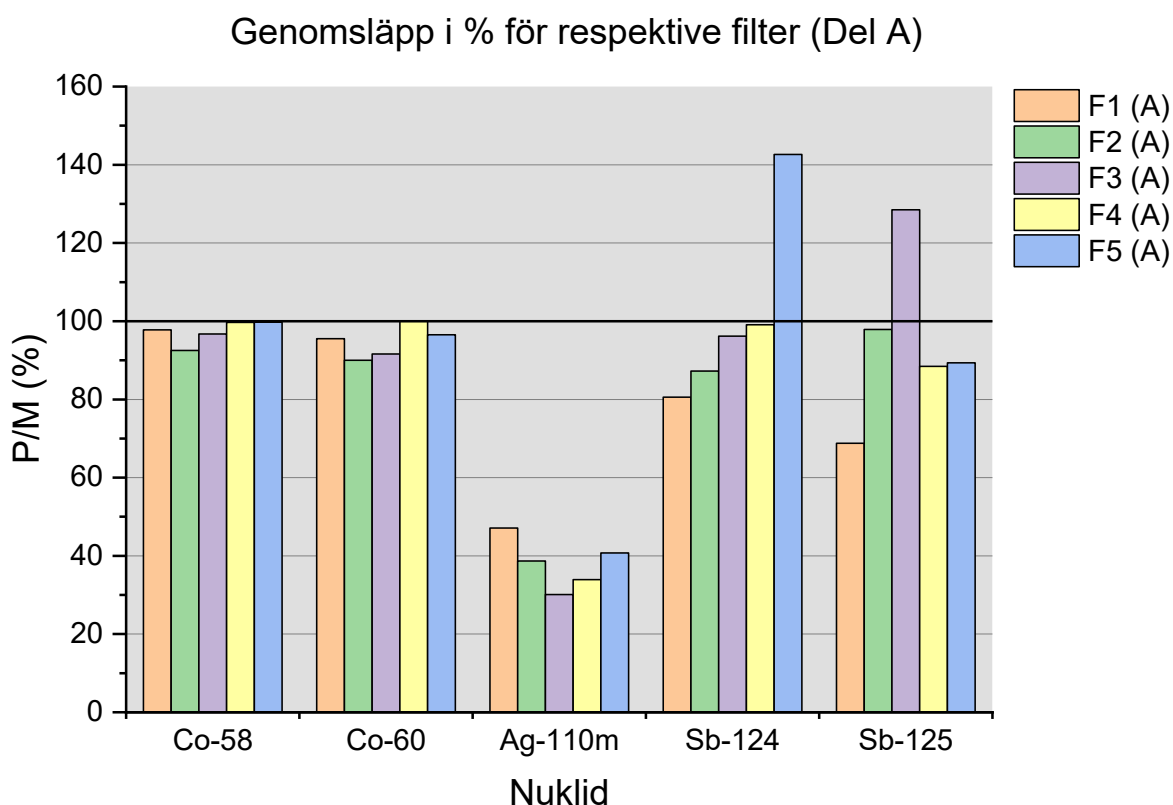
Skillnaden i flöde är särskilt markant för det tätaste membranet, 5 kDa, där motståndet i membranet dominerar systemets totala motstånd. Detta indikerar att flödet i detta fall i första hand begränsas av membranets struktur snarare än övriga delar av systemet. Flödesloggarna visar samtidigt att permeatflödet var relativt konstant över tid för samtliga filtreringar. Detta tyder på stabila driftförhållanden och indikerar att det inte skett någon signifikant uppbyggnad av ytterligare motstånd, exempelvis i form av filterkaka eller omfattande fouling. Det totala motståndet kan därmed i huvudsak tillskrivas membranets inneboende egenskaper snarare än tidsberoende förändringar under filtreringen.

Utöver membranmotståndet kan även transportfenomen såsom koncentrationspolarisering ha påverkat flödet. Vid filtrering av lösningar med hög konduktivitet kan upplösta ämnen ansamlas i ett gränsskikt nära membranytan, vilket ökar det effektiva motståndet. Den observerade stabiliteten i flödet tyder dock på att dessa effekter varit begränsade under de aktuella filtreringsförsöken.

Trots tydliga skillnader i permeatflöde observerades ingen motsvarande förbättring i avskiljning av radionukliderna vid användning av tätare membran. Särskilt det tätaste membranet uppvisade ett mycket lågt flöde utan att ge någon önskad avskiljning. Detta indikerar att filtreringsprestandan i detta fall inte begränsas av membranets porstorlek, utan snarare av radionuklidernas kemiska förekomst i lösning. Ur ett praktiskt perspektiv innebär detta att användningen av mycket täta membran kan vara olämpligt, då den kraftigt reducerande genomströmningsförmågan leder till längre processtider utan motsvarande förbättring i reningseffektivitet.

5.1.3 Nuklidspecifik passage genom membranen

För att undersöka hur de olika radionukliderna transporterades genom membranen beräknades P/M (%) för respektive nuklid och filter. P/M (%) beskriver förhållandet mellan aktivitetskoncentrationen i permeatet och matarvattnet och används som ett mått på nuklidernas passage genom membranen. Ett värde nära 100 % indikerar hög genomsläppsförmåga och låg retention, medan lägre värden indikerar att en större andel aktivitet kvarhållits eller adsorberats i systemet. Sammanställningen av P/M (%) för Co-58, Co-60, Ag-110m, Sb-124 och Sb-125 för samtliga undersökta membran i Del A visas i Figur 7.



Figur 7. P/M (%) för Co-58, Co-60, Ag-110m, Sb-124 och Sb-125 för samtliga undersökta filter i Del A.

Co-58, Co-60, Sb-124 och Sb-125 uppvisar generellt höga P/M-värden nära 100% för samtliga filterstorlekar, utan någon tydlig trend kopplad till porstorleken eller MWCO. Resultaten visar därmed att majoriteten av aktiviteten återfanns i permeatet efter filtrering, vilket indikerar att dessa nuklider huvudsakligen förekom i löst form eller som mycket små kemiska komplex som kunde passera även de tätaste membranen.

För koboltisotoperna var resultaten något oväntade då kobolt i kärntekniska system ofta associeras med korrosionsprodukter och partikulärt CRUD-material. I sådana fall hade en ökad retention för tätare membran varit förväntad, särskilt för ultrafiltreringmembranen. Den höga genomsläppsförmågan tyder istället på att kobolt huvudsakligen förekom i löst form, exempelvis som fria joner eller små komplex. Detta innebär att partikulära eller kolloidala former antingen inte förekom i någon större uträkning eller att de upplöstes under försöksförhållandena. En trolig bidragande orsak är att en del av det vatten som användes till försöken i Del A var surgjort och att den efterföljande pH-justeringen till mer neutrala förhållanden i detta fall inte har varit tillräcklig för att återbilda dessa strukturer.

För antimon observerades små variationer mellan matarvatten och permeat, där vissa enskilda P/M-värden överstiger 100%. Detta är fysikaliskt orimligt och bedöms bero på mätosäkerheter, statistiska variationer vid låga aktivitetsnivåer eller skillnader i provgeometri, snarare än faktiskt anrikning i permeatet. Trots variationerna visar resultaten sammantaget att antimon huvudsakligen förekom i löst form, vilket är i linje med dess kemiska beteende i vattenlösningar, snarare än som kolloider eller partiklar under de aktuella försöksförhållandena.

Silver uppvisade däremot tydligt lägre P/M-värden jämfört med övriga nuklider, vilket visar att en större andel av silvret kvarhölls i membransystemet. Någon tydlig trend mot minskad passage vid mindre porstorlek kunde dock inte observeras. Den högsta retentionen erhöles istället för att av de mellangrova membranen, 50 kDa, medan både grövre och tätare filter uppvisade högre P/M-värden. Detta indikerar att separationen inte enbart styrdes av storleksbaserad filtrering. Resultaten tyder istället på att silver förekom i en blandning av lösta, kolloidal och partikulära former där endast en del av dessa kunde avskiljas genom membranfiltrering. Avsaknaden av en tydlig storleksbaserad trend pekar även på att andra mekanismer bidrog till retentionen. En sannolik förklaring är adsorption till membranytan och övriga komponenter i filtreringssystemet. Silver är känt för att ha hög benägenhet att interagera med materialytan, vilket innebär att den observerade retentionen delvis kan bero på ytinteraktioner snarare än ren storlekseparation.

Sammantaget visar resultaten att membranens porstorlek inom det undersökta intervallet hade begränsad betydelse för transporten av majoriteten av radionukliderna. Resultatet tyder istället på att nuklidernas kemiska speciering hade större betydelse för deras beteende vid membranfiltrering än membranens nominella porstorlek.

5.1.4 Variation i permeataktivitet under filtrering

För att undersöka om membranens avskiljningsförmåga förändrades under filtreringens gång analyserades tre stickprover från permeatet vid olika tidpunkter för respektive filtrering. Syftet var att identifiera eventuella förändringar i aktivitetkoncentration som kunde indikera på uppbyggnad av filterkaka eller förändrade transportförhållanden vid membranytan under filtreringen.

Resultaten visade endast små variationer mellan stickproverna för samtliga filter. Någon tydlig trend med successivt minskande eller ökande aktivitetkoncentration över tid kunde därmed inte observeras. Detta indikerar att membranets avskiljningsförmåga var relativt stabil under hela filtreringsförloppet och att eventuell uppbyggnad av filterkaka inte gav upphov till någon tydlig förändring av retentionen av radionuklider under de aktuella driftförhållandena. Sammanställning av uppmätt total aktivitet i stickproverna från respektive filtrering visas i Tabell 7.

Tabell 7. Uppmätt totalaktivitet i permeatets stickprover för respektive filter i Del A.

Stickprov	Total gammamätning (Bq/kg)				
	0,2 µm – Filter	100 kDa - Filter	50 kDa - Filter	30 kDa - Filter	5kDa - Filter
1	629	615	619	618	608
2	614	624	625	642	596
3	603	586	565	622	613

Observationerna överensstämmer även med de relativt stabila permeatflöden som uppmättes under filtreringarna och stödjer därmed tolkningen att fouling och koncentrationspolarisering hade begränsad påverkan på filtreringsprocessen under de aktuella försöksförhållandena.

5.2 Del B - filtrering av icke-surgjort vatten

Del B genomfördes som ett kompletterande försök där icke-surgjort processvatten filtrerades med genom 30 kDa-filtret. Syftet var att undersöka om surgörningen i Del A påverkat nukliderna kemiska form och därmed deras beteende vid filtrering.

5.2.1 Karaktärisering och vattenkemiska förutsättningar av matarvatten

Matarvattnet i Del B karaktäriserades med avseende på pH, konduktivitet och aktivitetskoncentrationer för att möjliggöra jämförelse med försöken i Del A. Till skillnad från Del A genomgick vattnet ingen föregående surgörning eller efterföljande neutralisering, utan ett obehandlat vatten från processen användes som aktiv komponent i matarvattnet. Vattnet innehöll samma huvudsakliga radionuklider som i Del A och filtrerades genom 30 kDa-membranet.

Konduktivitet och pH låg på liknade nivåer som i Del A, vilket innebar att skillnader i resultaten huvudsakligen kunde kopplas till frånvaro av syra snarare än större variationer i vattenkemi. Även aktivitetsnivåerna låg inom samma storleksordning som i Del A.

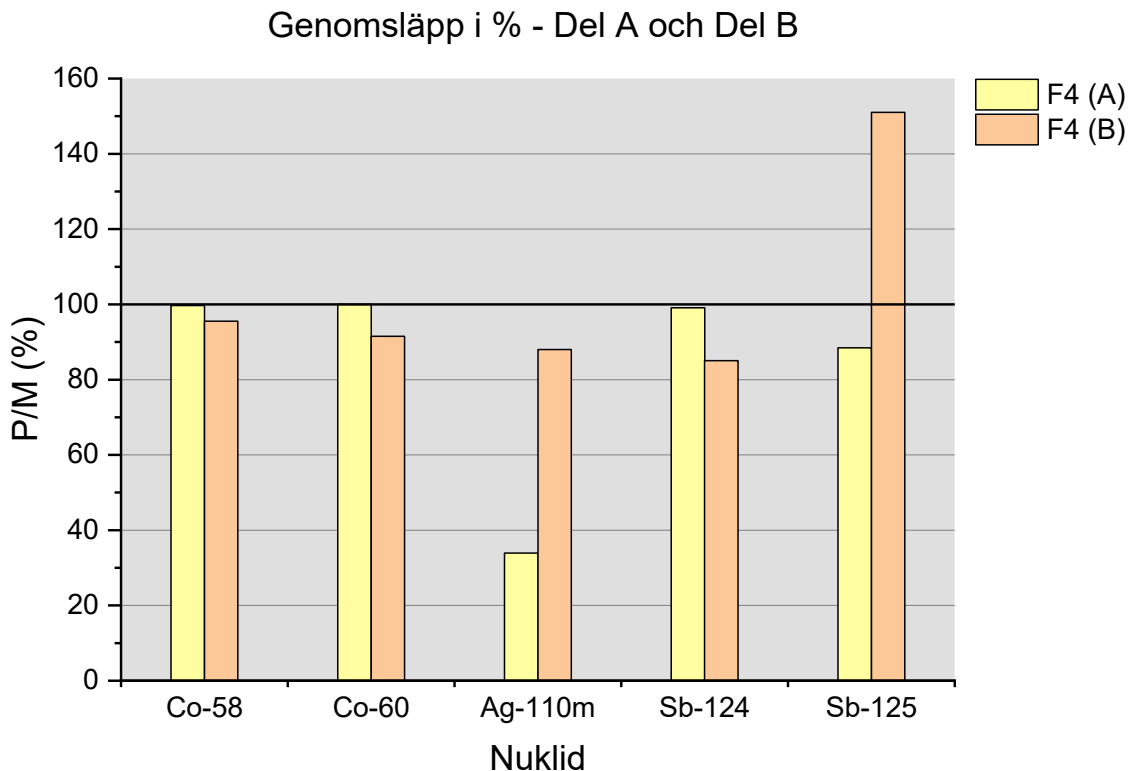
Tabell 8. Sammanställning av pH, konduktivitet och aktivitetskoncentrationer för matarvattnet i Del B

Kemisk parameter	Värde
pH	7.36
Konduktivitet (µS/cm)	600
Aktivitetskoncentration (Bq/kg)	Medelvärde
Co-58	757
Co-60	130
Ag-110m	21.7
Sb-124	35.4
Sb-125	14.5
Total aktivitet	1060

Eftersom surgörning kan påverka radionuklidernas kemiska speciering förväntades en större andel av partikulära eller kolloidala former kvarstå i lösningen i Del B jämfört med Del A. detta förväntades i sin tur kunna ge en ökad retention vid filtrering, särskilt för nuklider som kobolt och silver vilka ofta associeras med partiklar eller korsningsprodukter i kärnkraftsprocesser.

5.2.2 Jämförelse mellan Del A och Del B för 30 kDa-filtret

Trots att vattnet i Del B inte surgjordes observerades inga större skillnader i P/M (%) jämfört med Del A. Co-58, Co-60 och Sb-124 uppvisade fortsatt hög passage genom membranet medan silver uppvisade den tydligaste retentionen. Resultaten tyder därför på att vattenkemi och nuklidernas kemiska speciering fortsatt hade större betydelse för transporten genom membranet än själva membraners porstorlek. Figur 8 visar en jämförelse mellan resultaten från Del A och Del B för 30 kDa-membranet.



Figur 8. Jämförelse av P/M (%) mellan Del A och Del B för 30 kDa-membranet.

Resultaten visar därmed att frånvaron av surgörningen inte gav den ökning i retention av aktivitet som förväntades. Den uteblivna skillnaden mellan Del A och Del B visar sammantaget att den kemiska förbehandlingen inte var den avgörande faktorn för radionuklidernas speciering i dessa försök. Resultaten indikerar istället att lösningarna redan från början dominerades av lösta joner, eller att eventuella partikulära former snabbt löses upp under de aktuella kemiska betingelserna. Det kan därför inte antas att frånvaro av surgörning automatiskt leder till ökad avskiljning vid membranfiltrering.

Det kan även övervägas om interaktioner med membranmaterialet påverkade resultaten. De använda membranerna bestod av polyethersulfon (PES), vilket är ett kemiskt inert material utan aktiva komponenter som rimligen skulle kunna lösa upp partiklar. Materialet i sig bedöms därför inte ha omvandlat partikulära former till lösta joner under filtreringen. Inför försöken sköljdes systemet dessutom noggrant med SQ-vatten, vilket minimerar risken för påverkan från eventuellt kvarvarande kemikalier i membranet. Däremot kan adsorption till membran och övriga systemytor ha bidragit till aktivitetsfördelningen, särskilt för silver. Denna aspekt diskuteras vidare i samband med aktivitetsbalansen.

5.2.3 Kompletterande filtreringsförsök

För att vidare undersöka den begränsade retentionen som observerades i huvudförsöken genomfördes kompletterande filtreringar med ett grövre filter (0,45 μm Millipore filter). Syftet var att undersöka om vattenmatrisen i Del B faktiskt innehöll radioaktiva partiklar eller om radionukliderna huvudsakligen förekom i löst form under de aktuella försöksförhållandena. Försöken genomfördes även för att undersöka om ultrafiltreringsmembranet i Del B eventuellt släppt igenom partiklar som borde kvarhållits.

Tre olika vattenprover analyserades: det radioaktiva RH-vattnet som användes vid beredningen av matarvattnet i Del B, ett nyberett vatten med samma sammansättning som vattnet i Del B samt permeatet från 30 kDa-filtreringen i Del B. Samtliga prover filtrerades genom 0,45 μm -filter varefter både filter och filtrat analyserades med gammaspektrometri. Genom att kombinera visuella observationer av filtren med gammaspektrometriska analyser kunde både förekomst av partiklar och deras koppling till radioaktivitet studeras.

Vid filtrering genom 0,45 μm -filtret observerades tydliga visuella skillnader mellan proverna. Det nyberedda vattnet gav upphov till ett tydligt gulnat filter, vilket visade partiklar förekom i lösningen. Motsvarande färgning observerades däremot inte för permeatet från 30kDa-filtreringen, där filtret framstod som visuellt rent. Detta visar att partiklar som förekom i det blandade vattnet effektivt avlägsnas vid ultrafiltrering genom 30 kDa-filtret.

För RH-vattnet observerade ingen tydlig visuell partikelbeläggning trots att viss aktivitet senare kunde påvisas på filtret med gammaspektrometri. Detta tyder på att RH-vattnet innehöll en mindre andel radionuklider bundna till mycket fina partiklar eller kolloidala fraktioner som inte kunde identifieras visuellt. Observationerna visar samtidigt att den dominerande delen av partiklarna i det nyberedda vattnet sannolikt kommer från det konduktiva MT2-vattnet snarare än från RH-vattnet.



Figur 8. Fotografi av 0,45 μm -filter efter filtrering av RH, vatten, nyberett vatten B samt permeat från 30kDa-filtrering.

Den gammasppektrometriska analysen visade att majoriteten av aktiviteten för samtliga prover återfanns i filtratet snarare än på filtret, vilket indikerar att huvuddelen av radionukliderna förekom i löst form och därför transporterades genom filtreringen tillsammans med vätskefasen.

Tabell 9. Sammanställning av uppmätt radioaktivitet i RH-vattnet, fördelat mellan initialt vatten, filtrat och filter.

Nuklid	Initialt (Bq/kg)	Filtrat (Bq/kg)	Filter (Bq/kg)
Co-58	30700	29100	477
Co-60	4740	4530	90.0
Ag-110m	228	0	81.9
Sb-124	1320	1320	0
Sb-125	641	602	0

Resultaten visar att endast en mindre andel aktivitet återfanns på filtret. Effekten var tydligast för silver, där aktivitet uppmättes på filtret samtidigt som ingen aktivitet detekterades i filtratet. Detta indikerar att silver hade en tydlig benägenhet att fastna i filtret eller i systemet, vilket överensstämmer med de resultat som observerades i huvudförsöken. För kobolt observerades en mindre men mätbar mängd aktivitet på filtret, vilket antyder att även kobolt i viss utsträckning kunde förekomma i partikulär eller kolloidal form.

Tabell 10. Sammanställning av uppmätt radioaktivitet i det nyberedda vattnet som motsvarar vattnet i Del B, fördelat mellan initialt vatten, filtrat och filter.

Nuklid	Initialt (Bq/kg)	Filtrat (Bq/kg)	Filter (Bq/kg)
Co-58	757	818	4.77
Co-60	130	131	36.0
Ag-110m	21.7	10	7.89
Sb-124	35.4	34.0	0
Sb-125	14.5	15.1	0

Trots att filtret visuellt uppvisade en tydlig partikelbeläggning återfanns endast små mängder aktivitet på filtret, medan majoriteten uppmättes i filtratet. Detta visar att de observerade partiklarna endast i begränsad utsträckning bar radionuklider. Den största delen av aktiviteten förekom istället i löst form och följde därför med vätskefasen genom filtrering. Den partikulära fasen tycks därmed huvudsakligen ha bestått av icke-aktiva partiklar.

Tabell 11. Sammanställning av uppmätt radioaktivitet i permeatet från filtreringsförsöket med 30kDa-filtret, fördelat mellan initialt vatten, filtrat och filter.

Nuklid	Initialt (Bq/kg)	Filtrat (Bq/kg)	Filter (Bq/kg)
Co-58	757	798	0.835
Co-60	130	121	2.82
Ag-110m	21.7	35.6	0
Sb-124	35.4	34.1	0
Sb-125	14.5	13.9	0

I detta fall återfanns i princip ingen aktivitet på filtret, vilket visar att permeatet från 30 kDa-filtreringen inte innehöll några detekterbara radioaktiva partiklar som kunde avskiljas genom grövre filtrering

De kompletterande försöken gav därmed ett viktigt stöd till i Del A och Del B. Resultaten visade att partiklar förekom i de studerade vattnen, men att dessa partiklar inte bar någon betydande andel av radioaktiviteten. Förekomsten av synliga partiklar innebar därmed inte automatiskt att motsvarande avskiljning av radionuklider kunde uppnås genom filtrering.

Resultaten från filtreringen av RH-vattnet visade samtidigt att en mindre andel av vissa radionuklider, särskilt silver och i viss mån kobolt, kunde förekomma i partikulär eller kolloidal form. Denna andel var dock tydligt mindre i det nyberedda vatten där RH-vattnet blandats med en stor andel MT2-vatten, vilket tyder på att förändrad jonstyrka och kemisk sammansättning kan påverka radionuklidernas speciering och bidra till att partiklar övergår till löst form.

Det mest betydelsefulla resultatet var dock att ingen radioaktiv partikulär fraktion kunde påvisas i permeatet från 30 kDa-filtreringen. Detta visar att ultrafiltreringsmembranet inte släppte igenom någon betydande mängd radioaktiva partiklar som borde ha kvarhållits av membranet. De kompletterande försöken stärker därmed tolkningen att den begränsade retention som observerades i huvudförsöken huvudsakligen berodde på att radionukliderna förekom i löst form under de aktuella försöksförhållandena, snarare än på brister i själva membranfiltreringen.

5.3 Övergripande analys av transport och adsorption

Resultaten från både Del A och Del B visar att radionuklidernas transport genom membranen i första hand styrdes av deras kemiska form snarare än membranens nominella porstorlek. För att vidare undersöka transportmekanismerna analyserades därför konduktivitet, aktivitetsbalans och adsorption i systemet.

5.3.1 Konduktivitet som indikator på jontransport

Konduktivetsmätningarna visade genomgående mycket små skillnader mellan matarvatten, permeat och retentat för samtliga filter i Del A. Värdena låg stabilt kring 960–990 $\mu\text{S}/\text{cm}$, utan någon tydlig förändring efter filtrering. Likande resultat observerades även i del B, vilket indikerar att filtreringsprocessen inte påverkade vattnets joninnehåll i någon större utsträckning.

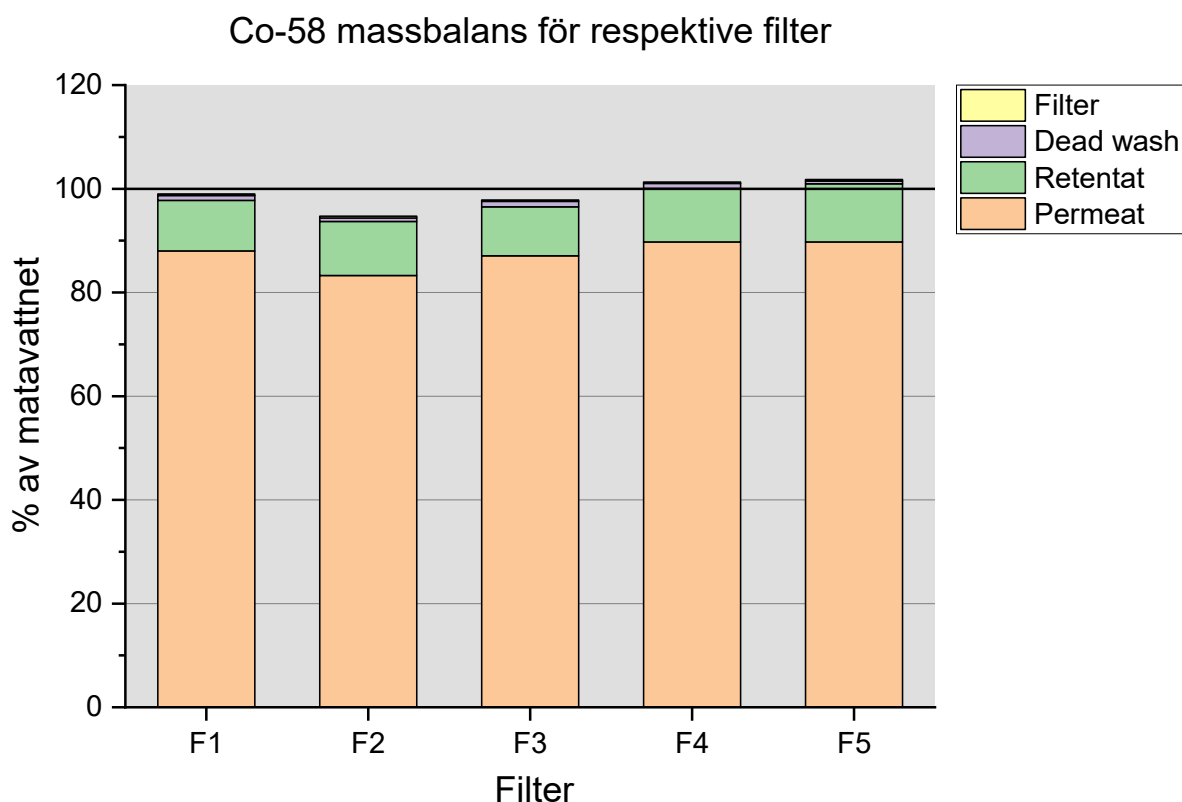
Resultaten visar att lösta joner passerar membranen i stort sett obehindrat, oberoende av porstorlek och MWCO. Detta överensstämmer med den teoretiska beskrivningen av mikro- och ultrafiltrering där separationen huvudsakligen baseras på storlek snarare än laddning eller kemisk sammansättning. De undersökta filtren saknar därmed förmåga att avskilja lågmolekylära, lösta ämnen.

Den stabila konduktiviteten genom hela filtreringsprocessen indikerar även att koncentrationen av lösta salter inte förändras nämnvärt under filtreringen. Resultaten tyder därmed på att koncentrationspolarisering eller uppbyggnad av filterkaka hade begränsad påverkan på transporten av lösta ämnen under de aktuella driftförhållandena. Resultaten stödjer därmed tolkningen att filtrens effektivitet i detta system i första hand begränsas av nuklidernas kemiska form. Nuklider som förekommer i jonform, så som kobolt och antimon, kunde därför inte avskiljas effektivt genom denna typ av membranfiltrering.

5.3.2 Aktivitetsbalans och adsorption

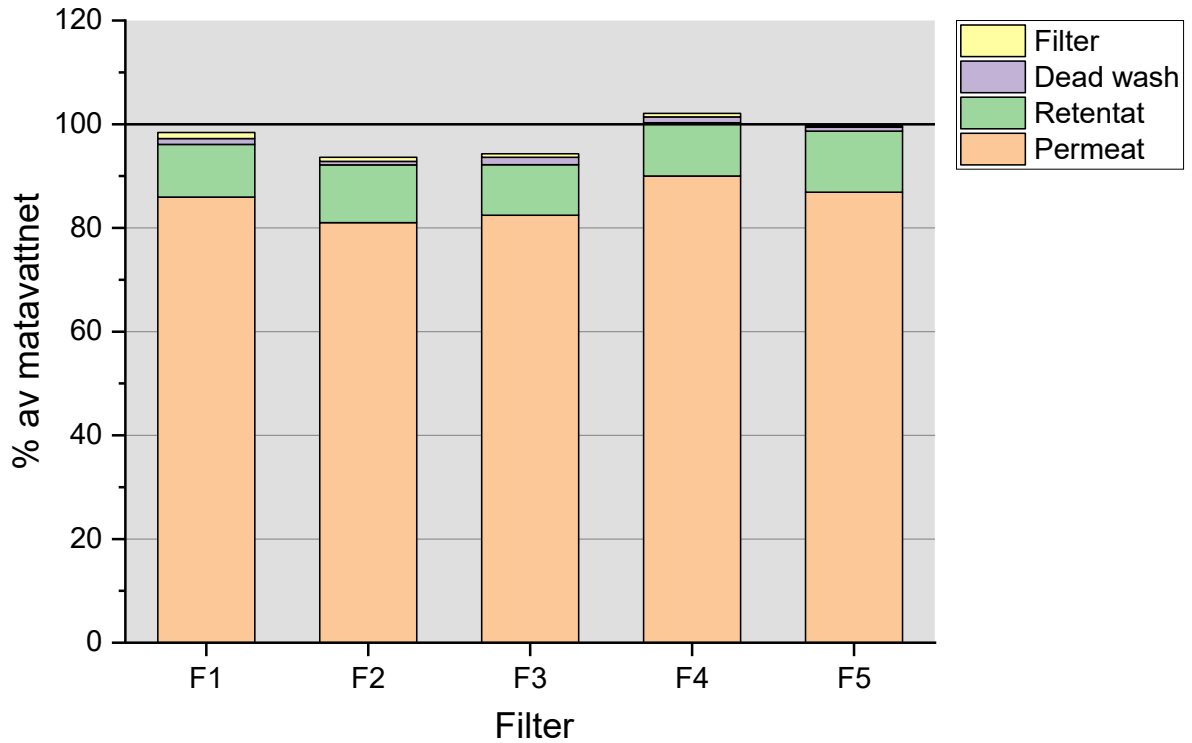
För att undersöka hur aktiviteten fördelades i systemet sammanställdes en aktivitetsbalans baserad på uppmätt aktivitet i matarvattnen (M), permeat (P), retentat (R) samt sköljprov (Dead Wash, D). Syftet var att identifiera i vilken uträkning aktivitet återfanns i respektive fraktion samt att undersöka om en del av aktiviteten bundits till systemets komponenter. En ideal filtreringsprocess utan adsorption skulle ge en total aktivitetsbalans nära 100%, där aktiviteten återfinns i permeat och retentat. Avvikelser från detta indikerar att en andel aktivitet fastar i systemet.

Aktivitetsbalansen beräknades genom att summan av permeat, retentat och Dead Wash dividerades med aktiviteten i matarvattnet och multiplicerades med 100. Resultaten visar att huvuddelen av aktiviteten återvinns i permeatet och retentatet för samtliga undersökta nuklider. För kobolt och antimon är aktivitetsbalansen i stort sett sluten, vilket innebär att nästan alla aktivitet återfinns i de analyserade vätskefraktionerna. För silver observerades däremot en något lägre total återvinning, där en mindre andel av aktiviteten inte återfinns i permeatet eller retentatet. Samtidigt återfinns en del av denna aktivitet i Dead Wash-fraktionen, vilket tyder på att silver i viss utsträckning interagerar med systemet ytor. Figur 9–11 visar aktivitetsbalansen för Co-58, Co-60 och Ag-110m. Aktivitetsbalansen för antimontopparna illustreras inte eftersom de uppmätta aktivitetsnivåerna låg nära detektionsgräns och därmed medförde för stor mätosäkerhet för en meningsfull kvantitativ utvärdering.



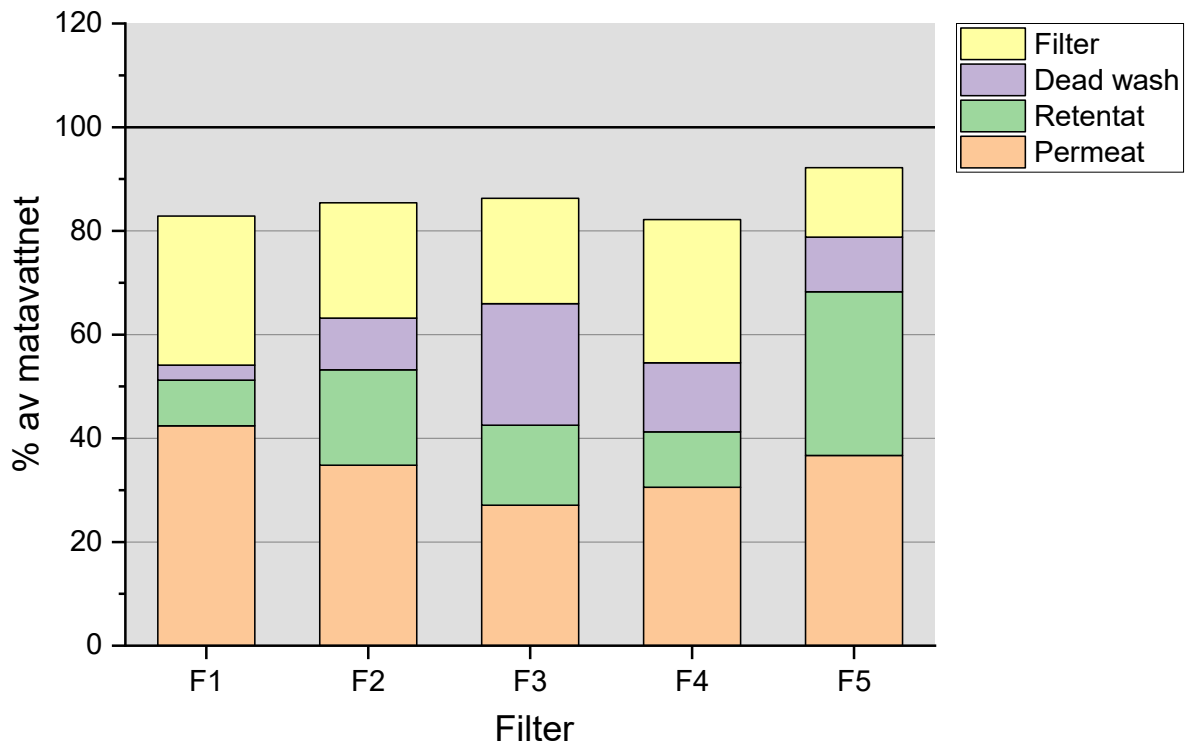
Figur 9. Aktivitetsbalans för Co-58 i Del A. Staplarna visar fördelningen av aktivitet mellan permeat, retentat, Dead Wash och filter för respektive filter.

Co-60 massbalans för respektive filter



Figur 10. Aktivitetsbalans för Co-60 i Del A. Staplarna visar fördelningen av aktivitet mellan permeat, retentat, Dead Wash och filter för respektive filter.

Ag-110m massbalans för respektive filter



Figur 11. Aktivitetsbalans för Ag-110m i Del A. Staplarna visar fördelningen av aktivitet mellan permeat, retentat, Dead Wash och filter för respektive filter.

Förekomsten av aktivitet i Dead Wash visar att radionuklider kan frigöras från systemet efter filtrering, vilket indikerar att de initialt fastnat på ytor men inte permanent bundits. Effekten är tydligast för silver, där Dead Wash-andelen är högre jämfört med kobolt och antimon. Detta, tillsammans med en aktivitetsbalans under 100%, visar att adsorption förekommer i systemet, men i begränsad omfattning. För kobolt och antimon är bidraget från Dead Wash lågt, vilket stärker tolkningen att dessa nuklider huvudsakligen förekommer i löst form och passerar systemet utan betydande ytinteraktioner.

För att komplettera aktivitetsbalansen analyserade även filtren efter avslutad filtrering. Mätningarna visar att en mindre andel aktivitet fanns kvar på filtren, vilket ger en direkt indikation på att en del av radionukliderna fastnat på membranytan. Eftersom mätningarna utfördes utan definierad geometri används de inte kvantitativt, men de stödjer resultaten från aktivitetsbalansen och Dead Wash.

Effekten är mest framträdande för silver, vilket är förenligt med dess benägenhet att adsorbera till polymera material. De använda membranerna består av polyethersulfon (PES), vilket är kemiskt inert men kan uppvisa ytinteraktioner med vissa metalljoner och kolloidala föreningar. Resultaten tyder på att adsorption sker som en ytprocess i systemet, snarare än att nuklidernas kemiska form förändras.

Sammantaget visar resultaten att adsorption förekommer i systemet, men att den endast i begränsad utsträckning påverkar den totala fördelningen av aktivitet. Effekten är främst relevant för silver, medan kobolt och antimon i huvudsak transporteras genom systemet i löst form utan betydande interaktioner med ytor.

5.4 Felkällor och begränsningar

Vid tolkning av resultaten bör ett antal felkällor och experimentella begränsningar beaktas, vilka kan ha påverkat både de uppmätta aktivitetskoncentrationerna och bedömningen av filtreringens effektivitet.

En central begränsning i studien är att endast ett filter av varje typ fanns tillgängligt, vilket innebär att varje filtrering endast kunde genomföras en gång per filter. Detta begränsar möjligheten att bedöma reproducerbarhet och statistisk säkerhet i resultaten. Vid experimentella studier av denna typ är det vanligt att genomföra flera upprepade försök per filtertyp för att kunna beräkna medelvärden, standardavvikelser och identifiera eventuella trender. Avsaknaden av upprepade mätningar innebär att enskilda variationer kan få stort genomslag i resultaten, vilket försvårar kvantitativ jämförande mellan filtren.

En annan osäkerhetsfaktor är kopplad till aktivitetsmätningarna. För vissa nuklider, särskilt antimon, observerades variationer där permeatkoncentrationen i enstaka fall överstiger koncentrationen i matarvattnet. Detta är fysikaliskt orimligt och tyder på mätosäkerheter, vilka kan bero på statistiska variationer vid låga aktivitetsnivåer, skillnader i provgeometri eller osäkerheter vid provberedning och hantering. Vid analys av aktivitet på filtren saknades även en definierad och kalibrerad mätgeometri, vilket innebär att dessa mätningar inte kan användas kvantitativt. Resultaten ger dock en kvalitativ indikation på att en viss andel aktivitet fastnar på membranytan.

Ytterligare en potentiell osäkerhetsfaktor är kopplad till inställning och kontroll av driftparametrar under filtrering, såsom tryck. I samtliga försök användes samma tryckmätare och trycket hölls så konstant som möjligt under körningarna. Mindre variationer i

inställningen kan dock inte uteslutas, vilket kan ha påverkat flöde och därmed filtreringsförhållanden i viss utsträckning. Eftersom samma utrustning och metodik användes konsekvent för alla filter bedöms denna effekt dock vara begränsad och inte haft någon avgörande påverkan på resultaten.

Flödesförhållandena skiljde sig mellan filtren, där de tätare membranerna uppvisade betydligt lägre flöden. Detta kan påverka jämförbarheten mellan filtren, då en längre uppehållstid i systemet kan öka sannolikheten för adsorption och därmed påverka den uppmätta fördelningen av aktivitet.

Slutligen kunde även systemets uppbyggnad innebära att flera ytor, såsom slangar och kopplingar, kan bidra till adsorption av radionuklider. Detta medför att en del av den observerade minskningen i aktivitet nödvändigtvis inte beror på filtrering, utan på förluster i systemet. Effekten bedöms vara mest betydande för silver, vilket är förenligt med dess kända benägenhet att adsorbera till materialytor.

Sammantaget bedöms dessa faktorer inte förändra de övergripande resultaten, men de bidrar till att förklara variationer och osäkerheter i de kvantitativa värdena.

6. Slutsats

Denna studie har undersökt möjligheten att använda ultrafiltrering för att avskilja radionuklider från vatten med hög konduktivitet och aktivitet, med fokus på hur membranets porstorlek och radionuklidernas kemiska speciering påverkar filtreringens effektivitet.

Resultaten visar att de studerade radionukliderna, främst kobolt och antimon, i stor utsträckning passerar samtliga filter oberoende av porstorlek och molekylärviktsspärr. Detta indikerar att nukliderna huvudsakligen förekom i löst form, vilket innebär att separationen inte styrdes av membranets storleksselektion. Den begränsade variationen i avskiljning mellan filtren, trots stora skillnader i porstorlek, visar att tätare membran inte gav någon motsvarande förbättring i avskiljning. Silver uppvisade en viss retention jämfört med övriga radionuklider. Resultaten från aktivitetsbalans, Dead Wash och filtermätningar visade dock att denna effekt till stor del kunde kopplas till adsorption i membran och systemytor, snarare än en stabil och reproducerbar filtreringsseparation.

Jämförelsen mellan surgjort och obehandlat processvatten visade inga tydliga skillnader i filtreringseffektivitet. Detta indikerar att den kemiska förbehandlingen inte var avgörande under de studerade betingelserna, utan att radionuklidernas kemiska form i båda fallen dominerades redan av lösta joner.

De kompletterande filterningsförsöken gav ytterligare stöd för denna tolkning. Resultaten visade att partiklar förekom i vattenmatrisen och att dessa effektivt kunde avskiljas genom membranfiltrering. Detta bekräftades genom att permeatet från 30kDa-filtret var visuellt fritt från de partiklar som observerades i det nyberedda vattnet motsvarande det i Del B. Resultaten visar därmed att filtren fungerade effektivt för partikelseparation, men att radioaktiviteten i huvudsak inte var associerad med den partikulära fasen. Gammaspktrometriska analyser visade samtidigt att endast små mängder radionuklider återfanns i den avskilda partikulära fraktionen medan huvuddelen av aktiviteten återfanns i filtratet. Radioaktiviteten var därmed främst kopplad till lösta radionuklider snarare än partiklar. Detta förklarar varför någon tydlig aktivitetsavskiljning inte kunde uppnås trots att partiklar effektivt avlägsnades vid membranfiltreringen.

Sammanfattningsvis visar studien att ultrafiltrering inom det undersökta porstorleksintervallet har begränsad effekt för avskiljning av radionuklider när dessa förekommer i löst form. Resultaten understryker att kunskap om radionuklidernas kemiska speciering är avgörande vid val av reningsmetod och att membranets porstorlek i sig inte är tillräckligt för att uppnå effektiv separation i denna typ av vattenmatris.

6.1 Praktiska tillämpningar

Vatten med kombinationen av hög aktivitet och hög konduktivitet kan utgöra en utmaning i kärntekniska anläggningar. Befintliga reningsystem, baserade på jonbyte och grövre filtrering, fungerar väl under normala förhållanden men kan vara mindre effektiva när dessa två faktorer uppträder samtidigt. I sådana fall kan vattnet behöva transporteras vidare till en separat del av anläggningen för vidare behandling och rening, vilket är både tidskrävande och operativt resurskrävande.

Mot denna bakgrund undersöktes om finporiga membran skulle kunna användas för lokal rening direkt i systemet, exempelvis som en mobil enhet kopplad till avfallstanken. Resultaten visar dock att denna typ av filtrering inte gav den förväntade effekten. Trots att filtren har en

betydande mindre porstorlek än de som idag används i processen observerades ingen tydlig förbättring i avskiljning av de studerade radionukliderna.

En ytterligare aspekt som påverkar metodens praktiska tillämpbarhet är de observerade flödesbegränsningarna vid de finaste filtren. Det minsta filtret uppvisade ett avsevärt lägre flöde jämfört med övriga filter, vilket innebär att behandling av större vattenvolymer skulle bli mycket tidskrävande. Detta är särskilt problematiskt då ingen motsvarande ökning i avskiljning observerades. Kombinationen av låg genomströmning och utebliven separationsförbättring innebär att användningen finare membran inte är motiverad ur processynpunkt.

En viktig aspekt är även att cesium (Cs-137), som är en relevant radionuklid ur utsläppssynpunkt, inte kunnat utvärderas experimentellt i denna studie. Utifrån dess kemiska egenskaper, där cesium förekommer som en monovalent jon i lösning, kan det dock förväntas att nukliden passerar filtren på liknande sätt som kobolt och antimon och därmed sannolikt inte kunna avskiljas effektivt med denna typ av filtrering.

Sammantaget visar resultatet att ultrafiltrering inte kan ersätta befintliga reningstekniker för denna typ av vattenmatris när radionukliderna förekommer i löst form. Däremot kan metoden vara relevant i system där radionukliderna förekommer i partikulär form, exempelvis som ett förbehandlingssteg för att avlägsna partiklar innan vidare behandling med jonbyte eller andra selektiva metoder. Framtida utveckling av reningsstrategier bör därför fokusera på att kombinera olika tekniker samt att i större utsträckning beakta radionuklidernas kemiska form vid val av reningsmetod.

Referenser

- [1] Khamis I, Kavvadias KC. Trends and challenges toward efficient water management in nuclear power plants. Nucl Eng Des. 2012;248:48–54. Hämtad från: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0029549312001732>
- [2] Corneliusson L. Radiokemispecialist, Ringhals AB. Personlig kommunikation angående hantering och rening av radioaktivt avfallsvatten. 2026
- [3] International Atomic Energy Agency. What is nuclear energy? The science of nuclear power [Internet]. Vienna: IAEA; [hämtad 2026-05-12]. Hämtad från: <https://www.iaea.org/newscenter/news/what-is-nuclear-energy-the-science-of-nuclear-power>
- [4] Fundamentals of nuclear power [Internet]. [hämtad 2026-05-12]. Hämtad från: https://d1wqtxts1xzle7.cloudfront.net/78208530/SUFG_20nuclear_20report-libre.pdf
- [5] International Atomic Energy Agency. Nuclear power and the environment. IAEA Bull. 1989;31(4). Hämtad från: <https://www.iaea.org/sites/default/files/publications/magazines/bulletin/bull31-4/31404683742.pdf>
- [6] Strålsäkerhetsmyndigheten. Hantering av radioaktivt avfall från kärntekniska anläggningar [Internet]. Stockholm: Strålsäkerhetsmyndigheten; [hämtad 2026-05-12]. Hämtad från: <https://www.stralsakerhetsmyndigheten.se/omraden/radioaktivt-avfall/slutforvar/hantering-av-radioaktivt-avfall-fran-karntekniska-anlaggningar/>
- [7] Du B, et al. The speciation analysis of colloids in the primary coolant in nuclear power plant. Appl Radiat Isot. 2019;148:110–116. Hämtad från: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0969806X18314919>
- [8] Author(s). Recent advances in membrane treatment of radioactive wastewater. Results Eng. 2024. Hämtad från: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2213343724015252>
- [9] Author(s). Behaviour of antimony in the primary coolant – antimony: an essential factor in the aim to reduce doses by chemistry. Hämtad från: <https://inis.iaea.org/records/pcq6n-h5h37>
- [10] Author(s). Towards the extraction of radioactive cesium-137 from water via graphene/CNT and nanostructured Prussian blue hybrid nanocomposites: A review. Nanomaterials (Basel). 2019;9(5). Hämtad från: <https://pmc.ncbi.nlm.nih.gov/articles/PMC6566935/>
- [11] Author(s). Separation and speciation behaviour in radioactive wastewater systems. Water Res. 2007. Hämtad från: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0015188207700526>
- [12] Sartorius. Vivaflow® Multi-Use Datasheet [Internet]. Göttingen: Sartorius; [hämtad 2026-05-12]. Hämtad från: <https://api.sartorius.com/document-hub/dam/download/17307/TFF-Cassettes-Vivaflow-Multi-Use-Datasheet-en-Sartorius.pdf>

[13] Sartorius. Vivaflow® 50 | 50R | 200 operating manual [Internet]. Göttingen: Sartorius; [hämtad 2026-05-12]. Hämtad från: https://api.sartorius.com/document-hub/dam/download/17309/Manual_Vivaflow50_200_SLU6097-e231111.pdf

[14] Liljenzin JO, Rydberg J, Ekberg C. Radiochemistry and Nuclear Chemistry. 4th ed. Oxford: Academic Press; 2014.

Bilaga 1. Resultat från konduktivitets- och pH-mätningar, provvatten A

Beteckningar:

Ursprungsvatten/Matarvatten: M

Retentat: R

Permeat: P

Stickprov på permeatet: S

Ursköljningsvattnet/Dead Wash: D

Prov	Konduktivitet (uS/cm)	pH
Matarvatten A		4,75
Matarvatten B		7,50

Prov	Konduktivitet (uS/cm)	pH
M1	987	7,52
M2	963	7,33
M3	958	7,35
M4	965	7,22
M5	964	7,21

Prov	Konduktivitet (uS/cm)	pH
R1	978	7,47
R2	967	6,85
R3	966	7,06
R4	969	7,07
R5	1038	7,12

Prov	Konduktivitet (uS/cm)	pH
P1	993	7,53
P2	964	7,25
P3	964	7,22
P4	966	7,16
P5	968	7,18

Bilaga 2. Resultat från gammadetektor

Beteckningar:

Ursprungsvatten/Matarvatten: M

Retentat: R

Permeat: P

Stickprov på permeatet: S

Ursköljningsvattnet/Dead Wash: D

Filter 1 – Del A

Uppmätta aktivitetskoncentrationer (Bq/kg) i matarvatten (M1), permeat (P1), retentat (R1), Dead Wash (D1) samt filterprov för filtrering med 0,2 µm membran (Del A).

Nuklid	M1 (Bq/kg)	P1 (Bq/kg)	R1 (Bq/kg)	D1 (Bq/kg)	Filter (Bq/kg)
Mn-54	67.7	69.1	72.7	19.7	–
Co-57	2.45	3.48	–	–	–
Co-58	362	354	353	80.4	2.08
Co-60	178	170	181	46.3	4.22
Ag-110m	100	47.1	88.3	68.1	57.5
Sb-124	13.4	10.8	–	–	–
Sb-125	9.26	6.37	–	–	–

Stickprover från permeatet under filtreringen genom filter 1.

Stickprov	Mn-54 (Bq/kg)	Co-58 (Bq/kg)	Co-60 (Bq/kg)	Total
S2.1	85.6	371	173	629
S2.2	68.6	382	164	614
S2.3	78.4	364	160	603

Filter 2 – Del A

Uppmätta aktivitetskoncentrationer (Bq/kg) i matarvatten (M2), permeat (P2), retentat (R2), Dead Wash (D2) samt filterprov för filtrering med 100 kDa membran (Del A).

Nuklid	M2 (Bq/kg)	P2 (Bq/kg)	R2 (Bq/kg)	D2 (Bq/kg)	Filter (Bq/kg)
Mn-54	73.7	69.7	71.6	0.00	–
Co-57	3.37	2.79	7.07	–	–
Co-58	374	346	390	58.8	2.70
Co-60	180	162	201	27.6	2.87
Ag-110m	58.7	22.7	108	138	26.1
Sb-124	10.9	9.51	–	–	–
Sb-125	9.00	8.81	–	–	–

Stickprover från permeatet under filtreringen.

Stickprov	Mn-54 (Bq/kg)	Co-58 (Bq/kg)	Co-60 (Bq/kg)	Total
S2.1	84.3	373	157	615
S2.2	72.2	389	163	624
S2.3	71.4	348	167	586

Filter 3 – Del A

Uppmätta aktivitetskoncentrationer (Bq/kg) i matarvatten (M2), permeat (P2), retentat (R2), Dead Wash (D2) samt filterprov för filtrering med 50 kDa membran (Del A).

Nuklid	M3 (Bq/kg)	P3 (Bq/kg)	R3 (Bq/kg)	D3 (Bq/kg)	Filter (Bq/kg)
Mn-54	71.2	68.0	72.9	21.0	–
Co-57	2.93	2.64	6.45	–	–
Co-58	368	356	348	90.4	2.10
Co-60	179	164	174	61.1	2.35
Ag-110m	48.2	14.5	74.4	266	19.6
Sb-124	8.08	7.77	–	–	–
Sb-125	7.55	9.70	–	–	–
Totalt	686	622	676	438	24.1

Stickprover från permeatet under filtreringen.

Stickprov	Mn-54 (Bq/kg)	Co-58 (Bq/kg)	Co-60 (Bq/kg)	Total
S2.1	81.6	374	163	619
S2.2	79.9	379	166	625
S2.3	61.7	342	162	565

Filter 4 – Del A

Uppmätta aktivitetskoncentrationer (Bq/kg) i matarvatten (M2), permeat (P2), retentat (R2), Dead Wash (D2) samt filterprov för filtrering med 30 kDa membran (Del A).

Nuklid	M4 (Bq/kg)	P4 (Bq/kg)	R4 (Bq/kg)	D4 (Bq/kg)	Filter (Bq/kg)
Mn-54	73.3	69.0	72.8	16.4	–
Co-57	3.24	2.62	0.00	8.27	–
Co-58	354	353	365	90.4	1.75
Co-60	173	173	178	45.2	2.44
Ag-110m	50.1	17.0	53.6	157	27.7
Sb-124	11.0	10.9	–	–	–
Sb-125	8.85	7.83	–	–	–
Totalt	673	633	669	301	31.9

Stickprover från permeatet under filtreringen.

Stickprov	Mn-54 (Bq/kg)	Co-58 (Bq/kg)	Co-60 (Bq/kg)	Total
S2.1	80.5	356	182	618
S2.2	69.2	389	184	642
S2.3	74.7	368	180	622

Filter 5 – Del A

Uppmätta aktivitetskoncentrationer (Bq/kg) i matarvatten (M2), permeat (P2), retentat (R2), Dead Wash (D2) samt filterprov för filtrering med 5 kDa membran (Del A).

Nuklid	M5 (Bq/kg)	P5 (Bq/kg)	R5 (Bq/kg)	D5 (Bq/kg)	Filter (Bq/kg)
Mn-54	70.2	69.9	78.6	8.49	79.3
Co-57	3.35	3.33	–	–	2.20
Co-58	371	370	416	45.5	2.20
Co-60	173	167	204	29.8	1.08
Ag-110m	48.1	19.6	152	119	12.9
Sb-124	7.01	10.0	–	–	–
Sb-125	9.98	8.92	–	–	–
Totalt	683	650	851	203	16.9

Stickprover från permeatet under filtreringen.

Stickprov	Mn-54 (Bq/kg)	Co-58 (Bq/kg)	Co-60 (Bq/kg)	Total
S2.1	74.0	360	175	608
S2.2	66.4	346	184	596
S2.3	71.7	368	148	613

Filter 4 – Del B

Uppmätta aktivitetskoncentrationer (Bq/kg) i matarvatten (M2), permeat (P2), retentat (R2), Dead Wash (D2) samt filterprov för filtrering med 30 kDa membran (Del A).

Nuklid	M (Bq/kg)	P (Bq/kg)	R (Bq/kg)	D (Bq/kg)	30 kDa (Bq/kg)
Mn-54	95.3	88.3	93.1	21.0	–
Co-57	5.23	5.69	–	–	–
Co-58	757	723	792	165	2.67
Co-60	130	119	143	47.2	2.49
Ag-110m	21.7	19.1	51.9	78.8	15.8
Sb-124	35.4	30.1	24.1	–	–
Sb-125	14.5	21.9	41.4	–	–
Totalt	1060	1010	1150	312	21.0

Stickprover från permeatet under filtreringen genom filter 4 med vatten från Del B.

Stickprov	Mn-54 (Bq/kg)	Co-57 (Bq/kg)	Co-58 (Bq/kg)	Co-60 (Bq/kg)	Sb-124 (Bq/kg)	Total
S2.1	90.6	6.38	748	119	44.9	1010
S2.2	98.6	–	773	118	36.4	1030
S2.3	110	6.00	785	121	50.0	1070

Bilaga 3. Flödesmätningar under filtreringsförsöken i Del A

Loggblad för Filtreringsförsök 1 – Del A

Experiment Nr. 1
Filtertyp: 0,2 um
Datum: 2026-02-11
Batchvolym (start): 2000 ml Batch
Målvolum (retentat): 200 ml

Batch konduktivitet : 987 uS/cm
pH: 7,52
Utloppstryck: 2,5
Start temp: 20,0
Slut temp: 20.1

Tid (min)	Volym permeat (ml)	Permeatflöde (ml/min)	Kommentar
3	769,0	256	Stickprov 1,2,3 (+150ml)
Slut 6,59	1651,2	257	

Loggblad för Filtreringsförsök 2 – Del A

Experiment Nr.2
Filtertyp: 100k MWCO
Datum: 2026-02-11
Batchvolym (start): 2000 ml Batch
Målvolum (retentat): 200 ml

Batch konduktivitet : 963 uS/cm
pH: 7,33
Utloppstryck: 2,5
Start temp: 20,0
Slut temp: 20.1

Tid (min)	Volym permeat (ml)	Permeatflöde (ml/min)	Kommentar
1	186,0	186,0	Stickprov 1 (+50ml)
5	847,0	179,4	Stickprov 2 (+50 ml)
8	1324,0	178,0	Stickprov 3 (+50ml)
10	1618,0	176.8	
Slut: 10,12	1650,0		

Loggblad för Filtreringsförsök 3 – Del A

Experiment Nr.3
Filtertyp: 50k MWCO
Datum: 2026-02-12
Batchvolym (start): 2000 ml Batch
Målvolum (retentat): 200 ml

Batch konduktivitet : 958 uS/cm
pH: 7,35
Utloppstryck: 2,5
Start temp: 19,4
Slut temp: 19,4

Tid (min)	Volym permeat (ml)	Permeatflöde (ml/min)	Kommentar
1	191,0	191,0	Stickprov 1 (+50ml)
5	897,0	189,4	Stickprov 2 (+50ml)
7	1201,0	185,9	Stickprov 3 (+50ml)
9	1501,0	183,4	
Slut: 9,53	1654,8		

Loggblad för Filtreringsförsök 4 – Del A

Experiment Nr.4
Filtertyp: 30k MWCO
Datum: 2026-02-12
Batchvolym (start): 2000 ml Batch
Målvolum (retentat): 200 ml

Batch konduktivitet : 965uS/cm
pH: 7,22
Utloppstryck: 2,5
Start temp: 19,8
Slut temp: 19,9

Tid (min)	Volym permeat (ml)	Permeatflöde (ml/min)	Kommentar
1	124,0	124,0	
2	251,0	125,5	
3	373,0	124,3	
4	505,0	126,3	
5	578,0	125,6	Stickprov 1 (+50ml)
6	703,0	125,5	
7	828,0	125,4	
8	903,0	125,4	Stickprov 2 (+50ml)
9	1025,0	125,0	
10	1152,0	125,2	
11	1272,0	124,7	
12	1395,0	124,6	
13	1486,0	125,8	Stickprov 3 (+50ml)
Slut: 14.32	1653,1		

Loggblad för Filtreringsförsök 5 – Del A

Experiment Nr.5

Filtertyp: 5k MWCO

Datum: 2026-02-12

Batchvolym (start): 2000 ml Batch

Målvolum (retentat): 200 ml

Batch konduktivitet : 964 uS/cm

pH: 7,21

Utloppstryck: 2,5

Start temp: 20,7

Slut temp: 19,9

Tid (min)	Volym permeat (ml)	Permeatflöde (ml/min)	Kommentar
1	21	21,0	
2	40	20,0	
4	77	19,3	
6	113	18,8	
8	149	18,6	
10	184	18,4	
12	218	18,2	
14	255	18,2	
16	290	18,1	
18	325	18,1	
20	359	18,0	
22	393	17,9	
24	426	17,8	
26	457	17,6	
28	492	17,6	

30 Stickprov 1 (+50ml),
hann ej mäta

32 509 17,5

34 543 17,4

36 576 17,4

38 609 17,3

40 643 17,3

42 676 17,3

44 708 17,2

46 741 17,2

48 774 17,2

50 805 17,1

52 838 17,1

54 870 17,0

56 900 17,0

58 933 16,9

60 Stickprov 2 (+50ml),
hann ej mäta

62 Hann ej mäta

64 978 16,8

66	1011	16,7	
68	1041	16,8	
70	1073	16,8	
72	1105	16,7	
74	1136	16,7	
76	1166	16,7	
78	1197	16,6	
80	1228	16,6	
82	1259	16,6	
84	1289	16,5	
86	1320	16,5	
88	1350	16,4	
90	1381	16,5	
92			Stickprov 3 (+50ml), Hann ej mäta
94			Hann ej mäta
96	1422	16,4	
98	1453	16,4	
100	1484	16,3	
102	1514	16,3	

104	1542	16,3
------------	------	------

106	1574	16,3
------------	------	------

108	1604	16,2
------------	------	------

110	1634	16,2
------------	------	------

Slut:	1651	
1h,53min		

INSTITUTIONEN FÖR KEMI OCH
KEMITEKNIK
CHALMERS TEKNISKA HÖGSKOLA
Göteborg, Sverige 2026



CHALMERS