1.2. Чинники радіаційного навантаження на людину від техногенних джерел іонізуючого випромінювання

За останні десятиліття людиною створено кілька сотень штучних джерел іонізуючого випромінювання, активно використовується енергія атому в різних цілях. Умовно усі штучні джерела радіації поділяють на наступні групи: джерела, які використовуються у медицині: рентгенівські апарати, діагностичні прилади на базі використання радіонуклідів; променева терапія; ядерні вибухи; атомна енергетика.

Перші дві групи можна об'єднати у «медико-діагностичну» компоненту опромінення людини від сучасних техногенних чинників опромінення. Останні дві групи штучних джерел іонізуючого випромінювання для півдня України можна пов'язати з «аварійно-чорнобильською» компонентою опромінення і компонентою, яка характеризує опромінення від викидів і скидів діючих АЕС – «станційною» компонентою.

1.2.1. «Аварійно-чорнобильська» компонента опромінення людини від техногенних джерел іонізуючого випромінювання

Вихід радіоактивних речовин в атмосферу з реактору ЧАЕС являє собою розтягнутий у часі процес. Сумарна активність викиду радіонуклідів оцінювалася НКДАР ООН (2000 р.) в 1,2 10^{19} Бк, у т. ч. ^{131}I – (1,2-1,7)·10^{18} Бк, ^{137}Cs – 3,7 10^{16} Бк [287].

Для розуміння особливостей впливу радіоактивного забруднення на людину і довкілля, пов'язаного з аварією на ЧАЕС, необхідно врахувати суттєві зміни складу радіонуклідів після катастрофи як протягом перших днів, тижнів, місяців, так і десятиліть.

Основне чорнобильське опромінення було викликане короткоживучими радіонуклідами зразу після аварії. У перші дні частка опромінення від ^{137}Cs не перебільшувала 4 %, причому через зовнішнє опромінення. У десятки і сотні разів більшим було опромінення від ^{131,133}I, ^{129,132}Tl та інших радіонуклідів. Наприкінці 1986 р. і у 1987 р. переважну роль у формуванні радіаційної обстановки відігравали вже $^{14-1,144}$Ce, ^{103,106}Ru, ^{95}Zr. З 1987 р. і до теперішнього часу радіаційна обстановка відзначається ^{137}Cs, ^{90}Sr, ^{239}Pu, ^{241}Am. Природне створення сильного гамма-випромінювача ^{241}Am при розпаді ^{239}Pu є важливим аспектом чорнобильського забруднення значної території на відстані приблизно тисячі кілометрів від ЧАЕС. У результаті такого явища, території, де рівень гамма-випромінювання був низьким, на думку науковців, можуть знову стати небезпечними [296].

На території України найбільші радіоекологічні наслідки аварії мали райони проходження західного, а також південного і східного радіоактивних слідів [117]. Південний слід, зокрема, зумовив забруднення радіонуклідами Київської, Черкаської, Кіровоградської, частково Вінницької, Одеської та Миколаївської областей. Щільність забруднення ^{137}Cs у межах цього сліду досягає 100 кБк/м^2.

Широкомасштабні радіоекологічні дослідження з вивчення наслідків Чорнобильської катастрофи проводилися в основному у центральних та західних областях України, які і дали змогу здійснити комплексну оцінку формування радіаційної ситуації на цих територіях. Для півдня України, який (у першу чергу, північно-західні території регіону) також відчув на собі певний вплив викидів радіонуклідів як у перші дні після аварії, так і пізніше, дуже мало є такого роду інформації. Зокрема вважається, що саме недостатня вивченість радіаційного забруднення південних і східних регіонів України є одним з недоліків сучасного картографування радіаційної ситуації на території України [117].

Останнім часом оновилася деталізація радіаційної ситуації в Україні, а також акцентувалася необхідність ретроспективного аналізу дозового навантаження для населення, яке зазнало впливу радіоактивних викидів при аварії на ЧАЕС. Це

пов'язано з численними результатами досліджень стосовно наслідків антропоекологічного впливу чорнобильської катастрофи, які свідчать, що для мешканців радіаційно забруднених територій вони є дуже суттєвими: спостерігається стрімке зростання захворюваності ендокринної, імунної, кровотворної, серцево-судинної і нервової систем поміж різних груп потерпілих [25; 166], і в багатьох випадках ці наслідки не можна адекватно пов'язати з отриманою людиною дозою опромінення.

Проблема відтворення параметрів радіаційної обстановки і реконструкції дозових навантажень на об'єкти живої природи виникає в умовах будь-якої радіаційної аварії і є важливою складовою частиною радіаційної безпеки населення. Ця проблема є актуальною в тому числі для південних районів України, які, як вказано, зазнали як прямого, так і опосередкованого впливу аварії. Відсутність достовірних даних про радіаційну обстановку на цих територіях не дозволила визначити дозові навантаження, отримані населенням у перші дні після аварії і в наступні роки, та висунула проблему ретроспективного відтворення індивідуальних доз опромінення населення, що мешкало у період аварії на ЧАЕС у південних районах України, як дуже актуальну. При цьому одержання об'єктивної інформації про дозові навантаження неможливе без повного відтворення радіаційної обстановки в перші дні після аварії на ЧАЕС. Це означає, що сьогодні актуальною задачею залишається вивчення й аналіз складу і форм радіоактивних опадів з первинної радіоактивної хмари; дослідження й аналіз фактичної концентрації радіонуклідів у повітрі в місцях перебування людей і т. ін.

Крім того, для південних територій України характерним є те, що вони зазнали впливу радіоактивних викидів не лише під час самої аварії на ЧАЕС у квітні 1986 р., а й протягом усіх наступних років – через утворення локальних ділянок, забруднених ^{137}Cs, ^{90}Sr; через вітрове перенесення радіонуклідів із забруднених територій та через міграцію радіоактивних речовин з водами Дніпровського каскаду [118; 262].

Це потребує досліджень пролонгованої за період після аварії дози внутрішнього опромінення для людей, які зазнали такого впливу.

Як указують у своїх роботах ряд авторів [295], при визначенні дози опромінення у перші роки після аварії в основному вони обчислювалися лише за гамма-випромінюванням ^{137}Cs, без урахування короткоживучих радіонуклідів (зокрема, ^{131}I), що приводило до недооцінки реально отриманих доз. Тому у контексті визначення й оцінки рівня дозового навантаження на людей регіону від різних наявних техногенних чинників доцільно провести дослідження з визначення індивідуальної і колективної дози опромінення для населення південних районів України у перші післяаварійні місяці, а також визначити і оцінити пролонговані за весь післяаварійний час індивідуальні дози для населення, яке мешкає на територіях з локальними радіоактивними забрудненнями та оцінити внесок «чорнобильської» техногенної складової у розмір дози опромінення від усіх наявних для регіону техногенних чинників опромінення.

1.2.2. «Станційна» компонента опромінення людини від техногенних джерел іонізуючого випромінювання

Ще одним із сучасних джерел опромінення людини, яке потребує серйозної уваги, виступають радіаційні скиди і викиди атомних електростанцій. Під час експлуатації АЕС у навколишнє середовище потрапляють рідкі й газоподібні радіоактивні відходи.

Доза опромінення населення від ядерних реакторів найбільше залежить від режиму їхньої експлуатації, відстані від них і переважаючого напряму вітру в районі атомної електростанції. В разі нормальної експлуатації АЕС чим далі від неї живе людина, тим меншу дозу вона отримує. Це стосується лише нормально функ-

ціонуючих атомних електростанцій. Однак навіть під час безаварійної роботи експлуатація реакторів неодмінно супроводжується викидами у довкілля радіонуклідів, які входять до продуктів розпаду урану і торію або нейтронів.

У працюючому реакторі АЕС радіоактивні речовини утворюються у процесі поділу ядер ^{233}U, $^{235}U^{235}$ або ^{239}Pu та активації нейтронами різних матеріалів, присутніх в активній зоні реактора (конструкційні матеріали, паливо, домішки теплоносія, уповільнювача та ін.). Активність цих речовин обумовлена в основному короткоживучими радіонуклідами. Вони впливають на формування радіаційної обстановки всередині будівлі, але через швидкий розпад не представляють небезпеку при виході у навколишнє середовище. До радіаційного забруднення середовища може привести лише вихід радіонуклідів, період напіврозпаду яких більший за декілька хвилин або, навіть, декілька годин – залежно від фізико-хімічних властивостей та особливостей поведінки у біосфері.

Усі продукти поділу утворюються всередині ядерного палива та в основному там і залишаються. Невелика частина продуктів поділу внаслідок дифузії потрапляє у простір між паливом та оболонкою ТВЕЛу. Вихід через герметичну оболонку ТВЕЛу в охолоджуючу воду також можливий лише за рахунок дифузії.

Основний потік радіонуклідів при нормальній експлуатації надходить у довкілля з вентиляційних труб блоків і з водоскидних каналів [4-6]. Залежно від фізико-хімічного стану та особливостей поведінки у технологічних системах АЕС та навколишньому середовищі, продукти поділу розділяють на групи:

1) радіоактивні благородні гази (РБГ): Ar, Kr, Xe;
2) леткі речовини (наприклад, I, Cs);
3) тритій (^{3}H);
4) нелеткі речовини (наприклад La, Sr, Rb та ін.).

Усереднені нормалізовані газоподібні викиди і скиди за основними типами біологічно значимих радіонуклідів для реакторів ВВЕР наведено у таблиці 1.1.2.1.

Як видно з наведеної таблиці, основна маса викидної активності припадає на радіоактивні благородні гази, хоча надходженням у довкілля інших радіонуклідів, зокрема ^{3}H, нехтувати не можна.

Таблиця 1.2.2.1

Усереднені нормалізовані газоподібні викиди і рідкі скиди з АЕС з реакторами ВВЕР (ТБк/ГВт·рік$^{-1}$) [169]

Тип реактора	Викид в атмосферу			Скид в гідросферу	
	РБГ	ДЖН	^{3}H	ДЖН	^{3}H
мінімум	111	$11{,}1\cdot10^{-4}$	–	–	–
максимум	277	$2\cdot10^{-2}$	7,4	$1{,}8\cdot10^{-4}$	5,0

Доза опромінення населення від ядерних реакторів найбільше залежить від режиму їхньої експлуатації, відстані від них і переважаючого напряму вітру у районі атомної електростанції. У таблиці 1.2.2.2 наведено інфраструктуру індивідуальних еквівалентних доз, які характерні для АЕС з реакторами типу ВВЕР. Наведені у таблиці дані відображують кількісний характер внеску різних шляхів опромінення в ефективну дозу і дають загальну уявлення про структуру доз.

Як видно з таблиці 1.2.2.2, опромінення від факелу і поверхні ґрунту здійснює головний внесок у сумарну річну ефективну еквівалентну дозу і при радіаційному захисті населення повинно носити пріоритетний характер. Якщо виходити з квоти 0,04 мЗв·год$^{-1}$, яка виділяється НРДУ-97/Д-2000 [167] на усі види опромінення через газо-аерозольних викидів, то усереднена за рік сумарна потужність експозиційної дози,

що обумовлена викидами на ґрунт і самим факелом викиду, не повинна перевищувати величини 0,38 мкР·год$^{-1}$. При цьому 0,21 мкР·год$^{-1}$обумовлені проходженням радіоактивної хмари, а 0,17 мкР·год$^{-1}$ – радіоактивними опадами на поверхню ґрун-

Таблиця 1.2.2.2

Структура індивідуальних ефективних доз, які характерні для АЕС з реакторами типу ВВЕР [169]

Шлях опромінення	Внесок у річну ефективну дозу, %
Зовнішнє від факелу	46,0
Внутрішнє від поверхні землі	38,0
Внутрішнє при інгаляції	0,01
Внутрішнє від споживання продуктів харчування	15,0
Внутрішнє за рахунок водовикористання	0,14

Однак якщо опромінення від радіоактивної хмари існує лише на момент його проходження, то потужність дози, яка обумовлена опадами на ґрунт, носить стійкий характер і є інтегральною характеристикою опадів. Наведене значення потужності дози від поверхні ґрунту отримане для зрівноваженого стану, обумовленого радіоактивним розпадом і періодом біологічного самоочищення ґрунту, який дорівнює 17 рокам [93].

Як видно з табл. 1.2.2.1, потужність викиду інертних радіоактивних газів у 10^5 разів перевищує потужність викиду довгоживучих аерозолів. Тому потужність експозиційної дози від хмари обумовлюється благородними радіоактивними газами, а потужність експозиційної дози від ґрунту – довгоживучими радіоактивними аерозолями.

Аерозольна активність повітря є прямим показником опромінення через дихання й першою ланкою в ланцюзі, пов'язаною з щільністю радіоактивного забруднення території. Таким чином, опосередковано за сумарним внеском цей параметр може становити до 54 % відсотків індивідуальної ефективної еквівалентної дози [171]. При цьому якщо у формуванні потужності експозиційної дози від поверхні ґрунту бере участь увесь спектр радіонуклідів, що викидаються, то за внутрішнє опромінення за рахунок споживання продуктів харчування в основному відповідають радіоізотопи Cs й Sr, а при інгаляційному надходженні за короткочасний період критичним є радіоактивний йод.

Окрім цих «станційних» радіонуклідів, останнім часом все більша увага приділяється ^{3}H. Це обумовлено наступними чинниками:

- надходження ^{3}H до атмосфери з викидами АЕС є характерним для атомних електростанцій, які використовують реактори ВВЕР [233], тобто для усіх АЕС на Україні;
- у скидних водах АЕС з ВВЕР ^{3}H може складати до 60 % від усього обсягу викидів АЕС [233];
- ^{3}H є основною радіоактивною компонентою рідких скидів і газоподібних викидів більшості атомних електростанцій, бо практично не піддається фільтрації;
- ^{3}H може надходити у водне середовище з дебалансними водами АЕС при переповненні ємкості, де зберігаються очищені води;
- ^{3}H (як ізотоп водню) швидко мігрує за головними складовими наземних і водних екологічних ланцюжків: атмосферне повітря – рослина – організм тварини; вода водоймища – водорості – риба та інші [233], через що його

відносять до числа найбільш радіаційно-небезпечних радіонуклідів, які спроможні забруднювати біосферу не лише у районі безпосереднього розміщення джерела, але і на значній відстані від нього [5; 17; 19; 26; 56; 83; 85; 248];

– різноманітність біологічної дії ^{3}H та наявність нових даних щодо відносної біологічної ефективності ^{3}H (встановлено, що коефіцієнт відносної біологічної ефективності ^{3}H при порівнянні частоти випадків виникнення злоякісних новоутворень усіх локалізацій при опроміненні ^{3}H по відношенню до гамма-випромінення ^{137}Cs складає 2,2 [82]).

Як видно з таблиці 1.2.2.2, при нормальній експлуатації станції внесок внутрішнього опромінення через споживання продуктів харчування й інгаляції є значно меншим за величину зовнішнього опромінення. Однак через те, що внутрішнє опромінення при споживанні продуктів харчування, опромінення від поверхні ґрунту та інгаляційне опромінення є ланками одного ланцюга, сформованого об'ємною аерозольною активністю повітря, то його збільшення приведе до збільшення одночасно усіх дозових показників. Тому цей параметр можна вважати дозоутворюючим.

Як показала багатолітня експлуатаційна практика [176-179], величини викидів і скидів з АЕС залежать від режиму їхньої експлуатації. За даними багаторічних спостережень, на період ремонтних профілактичних робіт припадає не менше 80 % річного викиду. При цьому істотно змінюються внутрішні умови формування викиду, пов'язані з розхолоджуванням зони і подальшою розгерметизацією основного устаткування. Це може привести до появи у довкіллі високоактивних короткоживучих радіонуклідів. Таким чином, при проведенні планових ремонтних робіт у довкіллі можуть реєструватися радіонукліди на рівнях, що значно перевищують рівні, які характерні для нормальної експлуатації. Крім того, істотно збільшується внесок у сумарну радіоактивність, яка викидається у таких випадках, радіонуклідів корозійного і активаційного походження, що в цілому може відбитися на інфраструктурі ефективних еквівалентних доз [177-179].

Внесок дози, яку отримує людина при водокористуванні, за найбільш консервативними припущеннями (усе водоспоживання – зі скидного каналу), для реакторів типу ВВЕР не перевищує 0,14 % [171]. Однак через те, що скидання є практично єдиною можливістю виходу істотних матеріальних мас за територію АЕС, проведення досліджень із розповсюдження активності, яка скидається у поверхневі водойми, є необхідними, особливо, як показано вище, для ^{3}H.

Попередні наші дослідження [59] на території зрошувальних систем Миколаївського регіону показали, що внаслідок надходження радіонуклідів у зрошувальну воду (через забруднення річок чорнобильським аварійним викидом, стічними водами Криворізького гірничопромислового басейну і станційними радіонуклідами Южноукраїнської та Запорізької АЕС, а також через особливості зрошуваного землеробства (засоленість і заболоченість ґрунтів, норми зрошення сільськогосподарських культур, дощувальна техніка та ін.) зумовлюють специфічність радіаційної ситуації на зрошуваних територіях регіону. Це свідчить про необхідність проведення дозиметричних досліджень на території різних зрошуваних масивів півдня України, які дозволять дати оцінку дозового навантаження на людину внаслідок використання поверхневих водойм для зрошення сільськогосподарських культур. При цьому важливою компонентою цієї дози опромінення для населення є інгаляційна доза, яка формується за рахунок випромінювання радіонуклідів, що потрапляють в органи дихання із запиленим повітрям. Ця компонента є особливо вагомою при польових сільськогосподарських роботах, коли в атмосферне повітря здіймається багато пилу.

Це свідчить про необхідність мати уявлення про розміри дози, яка формується на території, що підлягає впливам газоаерозольних викидів і рідких скидів АЕС.

1.2.3. «Медико-діагностична» компонента опромінення людини від техногенних джерел іонізуючого випромінювання

Крім природного та техногенно-підсиленого радіаційного фону, значний внесок у сумарне навантаження на людину в сучасних умовах її життя вносить опромінення людини при медичному обстеженні (див. табл. 1.1.2, 1.1.3). Сьогодні головний вклад у дозу, отриману людиною від техногенних джерел радіації, вносять рентгенодіагностика (загальна й стоматологічна рентгенографія) та методи лікування, пов'язані із застосуванням радіоізотопів при онкологічних та деяких інших важких захворюваннях.

Проблема радіаційного захисту пацієнтів при медичному опроміненні виникла тільки в останні роки XX століття. До цього завжди вважалося, що медичне опромінювання, до якого відносяться рентгенівська діагностика, радіонуклідна діагностика і променева терапія, є абсолютно необхідним у таких об'ємах і кількостях, які потрібні для збереження здоров'я пацієнтів. При цьому зовсім не зверталося уваги на дози, які пацієнти отримували при обстеженнях.

Сьогодні з'ясовано, що медичне опромінення у своїх масштабах, а саме за кількістю опромінених осіб та за величиною річної колективної ефективної дози, у декілька разів перевищує опромінення населення від Чорнобильських опадів. З'ясовано також, що медичне опромінення здійснює переважний внесок у загальну дозу, яка створена усім техногенним опроміненням. У різних країнах цей внесок оцінюється від 60 до 90 % річної ефективної дози.

Найпоширенішим медичним приладом є рентгенівський апарат. У розвинених країнах щорічна рентгенодіагностика зумовлює внесок до 95 % загальної дози від застосування медичної техніки [26; 121]. При цьому рентгенологічні обстеження мають масовий характер (від 300 до 900 обстежень у рік на 1000 чол.), а середня щорічна доза опромінення становить 0,4-1 мЗв. Поширюються нові, складніші діагностичні і лікувальні методи, що спираються на використання радіоактивних елементів. Серед численних методів діагностики і терапії хвороб людини сьогодні досить широко використовуються джерела іонізуючого випромінювання (ДІВ), у тому числі медичні радіонуклідні препарати (МРП) і медичні радіонуклідні вироби (МРВ). У лікувально-профілактичних установах (ЛПУ) МРП використовуються в основному для діагностичних цілей, які проводяться в лабораторіях радіоізотопної діагностики, а терапевтичні процедури з використанням МРВ – у радіологічних відділеннях променевої терапії.

При використанні ДІВ у медичних цілях основний внесок у дозу опромінення на одну людину населення робить рентгенівська діагностика: в середньому на одну людину в рік приходиться одна рентгено-діагностична процедура (рентгенографія – 0,4, рентгеноскопія – 0,2, флюорографія – 0,4). Середня ефективна еквівалентна доза опромінення за рахунок цих процедур складає 1,5 мЗв за рік. Середні індивідуальні річні дози опромінення червоного кісткового мозку і шлунково-кишкового тракту склали відповідно – 1,7 і 1,4 мЗв, а доза опромінення гонад – 0,35 мЗв [9; 121]. Крім рентгенівської діагностики, не можна не враховувати також внесок у «медично-діагностичну» дозу опромінення інших видів променевої діагностики. До них, у першу чергу, відносяться РНДД – радіонуклідні діагностичні дослідження, які володіють унікальною можливістю виявлення функціональних порушень різних органів і систем організму на ранніх стадіях розвитку хвороби, недоступних клінічним методам [121].

РНДД засновані на використанні радіоізотопних індикаторів у медичних цілях, для чого застосовуються РФП – мічені радіоізотопом хімічні сполуки. Серед радіофармацевтичних препаратів, які використовуються в ядерній медицині, значна частина припадає на генераторні: зокрема, технецій (^{99m}Tc) та індій (^{113m}In, ^{111}In). Вико-

ристання подібних короткоживучих радіонуклідів забезпечує помітне зниження дози опромінення пацієнтів, але при цьому зростають дози на обслуговуючий персонал. Завдяки даній обставині, середньорічна індивідуальна доза опромінення населення від РНДІ складає в даний час 0,07 мЗв·люд$^{-1}$, тоді як середня доза на дослідження дорівнює близько 5,0 мЗв (що значно вище, ніж у рентгенодіагностиці). Річна колективна доза від вживання радіофармпрепаратів складає всього біля 10 тис. люд-Зв, що значно (більш як у 10 разів) менше порівняно з внеском рентгенологічних досліджень.

Крім цього, при використанні ДІВ у медицині є вірогідність ризику виникнення злоякісних захворювань і важких генетичних ефектів [121]. Є дані, що у загальному числі вірогідних випадків виникнення злоякісних захворювань і важких генетичних ефектів від рентгенорадіологічної діяльності ЛПУ у Російській Федерації доля цих випадків від РНДД вагається від 0,97 % (Республіка Комі, 1980 р.) до 27,59 % (Новгородська область, 1997 р.) (табл. 1.2.3.1).

Застосування МРП (РФП) і МРВ в ЛПУ, окрім діагностичної і терапевтичної користі, характеризується і медичним радіаційним ризиком, якому підлягає пацієнт. Основним медичним радіаційним ризиком для пацієнта є вірогідність його смерті від раку. Число померлих в результаті рентгенорадіологічної діяльності (РРД) входить до числа померлих унаслідок смерті від новоутворень (хвороби класу II за Міжнародною статистичною класифікацією хвороб дев'ятого перегляду ВООЗ). За даними таблиці 1.2.3.1, число вірогідних випадків виникнення злоякісних захворювань і важких генетичних ефектів у результаті РНДД коливається від 1 % до 27 % щодо числа цих випадків у результаті РРД, хоча основний показник медичного радіаційного ризику КС* менший за 1 % стосовно КС для новоутворень.

Проте високі дози в ядерній медицині виправдані високою інформативністю використовуваних методів. Високі результати терапевтичної і діагностичної користі РРД, зокрема РНДД, сприяють їхньому поширенню у світі як у напрямку розширення об'ємів, так і розширення діапазону досліджень. Частота їх проведення (число РНДД на 1000 населення) в розвинених країнах складає 18,8 % (у США – до 30 %), що вище, ніж в Україні, де вона дорівнює 11,8 %, але набагато нижче, ніж у рентгенодіагностиці (800-1000 %). При цьому у всьому світі простежується позитивна динаміка застосування в медицині методів радіонуклідної діагностики як у напрямку зростання об'єму, так і в напрямку розширення діапазону досліджень. Тому цією компонентою опромінення людини від техногенних чинників іонізуючого випромінювання нехтувати не можна.

* КС – коефіцієнт смертності, який дорівнює числу померлих на 100 000 населення у кожній адміністративній території [121].

Таблиця 1.2.3.1

Радіаційно-гігієнічні показники як результат проведених радіонуклідних діагностичних досліджень у лікувально-профілактичних закладах адміністративних територій (АТ) Російської Федерації [121]

Адміністративна територія	Рік	Частота РНДД в ЛПУ АТ, %	Середньозважена індивідуальна ефективна доза від РНДД, мкЗв/люд з населення АТ	Число ймовірних випадків виникнення злоякісних захворювань і важких генетичних ефектів	
				У результаті рентгенорадіологічної діяльності ЛПУ в АТ, усього одиниць	У тому числі від РНДД, %
РСФСР	1980	9,00	45,01	13 202	3,44
РСФСР	1985	10,45	52,23	14 370	3,80
РСФСР	1990	15,34	76,63	11 663	7,11
Російська Федерація	1997	12,56	62,80	9262	7,24
Республіка Карелія	1980	20,19	100,95	89	5,63
	1985	20,18	100,90	84	7,14
	1990	20,98	104,90	79	7,59
	1997	4,75	23,75	48	2,08
Республіка Комі	1980	2,90	14,50	103	0,97
	1985	6,42	34,62	124	2,42
	1990	4,74	23,72	93	2,15
	1997	5,70	28,44	104	1,92
Новгородська область	1980	6,37	31,86	65	3,08
	1985	8,32	41,61	74	2,70
	1990	54,57	272,85	67	22,39
	1997	59,50	297,51	58	27,59